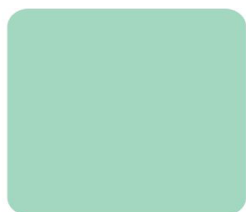
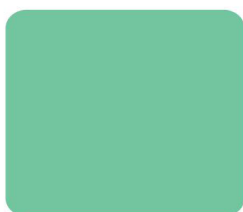
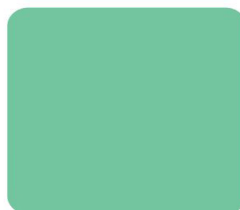


Sistema Biobed Brasil: Tecnologia para Disposição Final de Efluentes Contaminados com Agrotóxicos Originados na Produção de Frutas de Clima Temperado



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Uva e Vinho
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Documentos 94

Sistema Biobed Brasil: Tecnologia para Disposição Final de Efluentes Contaminados com Agrotóxicos Originados na Produção de Frutas de Clima Temperado

Luciano Gebler

Editor Técnico

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Uva e Vinho
Rua Livramento, 515
95700-000 Bento Gonçalves, RS, Brasil
Caixa Postal 130
Fone: (0xx) 54 3455-8000
Fax: (0xx) 54 3451-2792
<http://www.embrapa.br/uva-e-vinho>

Comitê de Publicações

Presidente: *César Luis Girardi*

Secretária-executiva: *Sandra de Souza Sebben*

Membros: *Adeliano Cargnin, Alexandre Hoffmann, Ana Beatriz da Costa Czermainski, Henrique Pessoa dos Santos, João Caetano Fioravanço, João Henrique Ribeiro Figueredo, Jorge Tonietto, Rochelle Martins Alvorcem e Viviane Maria Zanella Bello Fialho*

Normalização bibliográfica: *Rochelle Martins Alvorcem*

Editoração gráfica: *Alessandra Russi*

Foto da capa: *Luciana Mendonça Prado*

1ª edição

1ª impressão (2015): 1.000 exemplares

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Uva e Vinho

Sistema Biobed Brasil: tecnologia para disposição final de efluentes contaminados com agrotóxicos originados na produção de frutas de clima temperado / por Luciano Gebler – Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2015.
47 p. : il. color. -- (Documentos, 94).

ISSN 1516-8107

1. Resíduos de agrotóxicos. 2. Descarte de resíduos. 3. Resíduos em fruteiras. 4. Métodos seguros de disposição de resíduos. 5. Efluentes. 6. Propriedades rurais. 7. Tratamento de efluentes. 8. Tratamento de resíduos. I. Gebler, Luciano. II. Embrapa Uva e Vinho. III. Série.

CDD 632.9

©Embrapa 2015

Autores

Luciano Gebler

Engenheiro-agrônomo, Dr., Pesquisador
Embrapa Uva e Vinho
Estação Experimental de Fruticultura de Clima Temperado
Vacaria, RS
luciano.gebler@embrapa.br

Ionara Regina Pizzutti

Química Industrial, Dra., Professora
Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Santa Maria, RS
ionara.pizzutti@ceparc.com.br

Táisa Dal Magro

Engenheira-agrônoma, Dra., Professora e Pesquisadora
Universidade de Caxias do Sul - UCS
Vacaria, RS
tdmagro1@ucs.br

Regis Sivori Silva dos Santos

Engenheiro-agrônomo, Dr., Pesquisador
Embrapa Uva e Vinho
Estação Experimental de Fruticultura de Clima Temperado
Vacaria, RS
regis.sivori@embrapa.br

Carmem Dickow Cardoso

Química Industrial, Dra., Professora
Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Santa Maria, RS
carmem.dickow@ceparc.com.br

Osmar Klauberg Filho

Engenheiro-agrônomo, Dr., Pesquisador,
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC
Lages, SC
osmar.klauberg@udesc.br

Apresentação

A gestão de efluentes é um dos aspectos mais importantes na busca pela sustentabilidade ambiental nas atividades agro-industriais, a ponto de ser o alvo de muitas regulamentações e legislações recentes e cada vez mais intensas. Isto não se dá por acaso, pois, a rigor, qualquer processo produtivo deve gerar benefícios econômicos e sociais, com o mínimo de dano ao ambiente. Como o dano ao ambiente é materializado sobretudo no consumo de matérias primas e na emissão de efluentes, a demanda por tecnologias que possam minimizar tais impactos tem passado a incorporar a carteira de projetos de instituições que atuam em pesquisa e desenvolvimento, de modo a que sejam desenvolvidas soluções que resultem em menor impacto ambiental.

O Biobed Brasil, apresentado nesta publicação, é um desses casos. Notoriamente citada como uma das atividades de grande relevância ambiental, a agricultura emite efluentes de diversas naturezas, dos quais os resíduos de agrotóxicos ocupam parcela relevante e devem ser objeto da atenção de produtores, técnicos e agentes de extensão e fiscalização. A partir de experiências de sucesso em outros países e da demanda por soluções para destinação final de resíduos de agrotóxicos nas propriedades rurais, os pesquisadores que ora disponibilizam a tecnologia Biobed Brasil tomaram a iniciativa de desenvolver uma solução barata, eficiente e ambientalmente segura. Trata-se de um exemplo claro da pesquisa atendendo a uma demanda de produtores e da legislação, já que atualmente há diversas regulamentações que exigem que se atenda aos requisitos de disposição final adequada de resíduos e efluentes, integrando o complexo das chamadas Boas Práticas Agrícolas.

Trata-se de uma importante inovação para as cadeias produtivas de frutas de clima temperado. É uma tecnologia de elevado potencial de impacto ambiental, que pode ser aplicada também para outras cadeias produtivas agropecuárias, a partir de ajustes e validações que poderão ser efetuados com base no conhecimento gerado até aqui e na incorporação de aprimoramentos que forem necessários. A adoção da tecnologia Biobed Brasil, associada a outras Boas Práticas é uma importante contribuição para sistemas de produção mais seguros e ambientalmente mais corretos, de modo que solo, atmosfera e água tenham sua contaminação significativamente reduzida, em benefício das atuais e futuras gerações.

Mauro Celso Zanus
Chefe-Geral da Embrapa Uva e Vinho

Sumário

Sistema Biobed Brasil:Tecnologia para Disposição Final de Efluentes Contaminados com Agrotóxicos Originados na Produção de Frutas de Clima Temperado.....	9
Introdução.....	9
A Certificação Ambiental e seu Papel na Adoção de Métodos Seguros de Disposição de Resíduos e Efluentes.....	12
Riscos Envolvidos no Descarte de Agrotóxicos.....	13
Poluição difusa.....	13
Poluição pontual.....	14
Comportamento de Resíduos no Sistema Solo.....	15
Estratégias para Descarte de Resíduos de Agrotóxicos.....	21
O Sistema Biobed.....	22
Aspectos Microbiológicos e Químicos do Funcionamento do Biobed Brasil.....	26

Aspectos Construtivos de um Sistema Biobed para Destinação Final de Agrotóxicos.....	27
Biobed em estrutura única (Modelo sueco).....	28
Biobed em estruturas separadas (Modelo inglês).....	32
Limpeza do reator e destinação final do resíduo.....	39
Considerações Finais.....	39
Agradecimentos.....	40
Referências.....	41
Anexo 1.....	47
Anexo 2.....	48
Anexo 3.....	49
Anexo 4.....	50
Anexo 5.....	51

Sistema Biobed Brasil: Tecnologia para Disposição Final de Efluentes Contaminados com Agrotóxicos Originados na Produção de Frutas de Clima Temperado

*Luciano Gebler
Ionara Regina Pizzutti
Taisa Dal Magro
Regis Sívori Silva dos Santos
Carmem Dickow Cardoso
Osmar Klauberg Filho*

Introdução

Há poucas informações sobre formas seguras e economicamente viáveis de descarte de resíduos de agrotóxicos¹ nas condições brasileiras² e que possam ser executadas no âmbito da propriedade. Até o momento, mesmo que havendo órgãos ambientais que aceitem o descarte em solo da propriedade, o único item de segurança vinculado ao resíduo de agrotóxicos e exigido em todos os sistemas de produção certificados, é a presença de piso contendor no local de mistura e enchimento dos tanques de pulverizadores, visando o recolhimento do resíduo e sua disposição final.

Já a normatização do descarte, de alta relevância ambiental, deve ser definida conforme os critérios dos órgãos ambientais estaduais, gerando diferentes interpretações da Legislação. Muitas vezes, para o manejo do resíduo não há base técnica, ambientalmente segura ou cientificamente comprovada, o que gera insegurança jurídica ao sistema. Segundo a legislação brasileira o resíduo de agrotóxico não misturado a outras substâncias químicas é regido pelo Artigo 15º da Lei Federal 7.802/89 e pelo Decreto 4.074/2002, que determinam que deva haver destinação adequada, segundo a bula do fabricante.

Tanto na legislação como na bula da maioria dos agrotóxicos, a destinação adequada indica incineração sob a responsabilidade das empresas fabricantes, mas somente para as situações

¹ Agrotóxicos segundo a Lei 7.802/89: produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou plantadas, e de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos empregados como desfolhantes, desseccantes, estimuladores e inibidores de crescimento;

² Tropicais e subtropicais, sem congelamento de solo, com alta intensidade de chuvas ou muito secas, de altos níveis de radiação ultravioleta e acidez de solo, etc.

em que o produto estiver na forma comercial, eximindo-se de recomendações a respeito de restos de calda já preparada (como as sobras no tanque de pulverização ou derrames ocorridos no piso do ponto de recarga).

Portanto, excetuando-se os produtos comerciais com prazo de validade vencido, armazenados em depósitos, ou aqueles apreendidos por fiscalização, a legislação abre espaço para interpretações pontuais que carecem de embasamento técnico-científico, podendo gerar problemas com a fiscalização.

Outra questão legal pendente é que havendo mistura dos resíduos de agrotóxicos com outros contaminantes, como óleos, graxas, adjuvantes não registrados, o resíduo gerado passa a ser regido pela instrução NBR³ 10.004/2004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004).

Pela presença do óleo, esse resíduo poderá ser encaixado como “resíduos perigosos de fontes não específicas”, exigindo o tratamento diferenciado, a exemplo do que ocorre com as embalagens de agrotóxicos contaminadas e as não contaminadas na legislação própria (SOUZA; GEBLER, 2013).

Logo, deve-se evitar a mistura dos agrotóxicos com outras substâncias, cuja destinação deve envolver acondicionamento, incineração, tratamento ou disposição em aterros sanitários próprios para receber tais materiais, e tudo sob a responsabilidade e dispêndio do gerador do resíduo que deverá assumir os custos permanentes das taxas de manutenção dos contentores nos aterros controlados.

Como a legislação brasileira exige dos órgãos ambientais que na defesa ao meio ambiente seja aplicado o princípio da precaução, na falta de comprovação científica⁴ dos aspectos de segurança e inocuidade durante a execução de atividade laboral, as propriedades rurais correriam o risco de serem enquadradas nas mesmas exigências feitas aos postos de lavagem de veículos, quanto ao manejo, transporte e destinação final desses resíduos.

O descarte para destinação final desse tipo de efluente é frequentemente empregado em áreas urbanas e industriais, seja pelo volume e concentração dos contaminantes gerados ou, ainda, a dificuldade de dispor de espaço próprio para tratamento. Porém, em áreas rurais e agrícolas, onde tal mistura pode ocorrer em pequenas quantidades e concentrações, havendo também espaço útil para seu tratamento por atenuação natural, a recomendação da NBR 10.004/2004 pode estar tecnicamente superestimada, uma vez que as especificidades do meio rural deixaram de ser consideradas durante a criação da Norma.

³ NBR são as normas brasileiras que regulam determinados aspectos técnicos das atividades profissionais ou temas transversais, podendo ser aplicadas como apoio à legislação, sem força de lei, e servindo como padrão mínimo de qualidade para o Brasil, mas reconhecida e aceita internacionalmente para fins de certificação. Cada norma publicada diz respeito a um único tópico, sendo aplicado a qualquer situação. Essa especificamente define a classificação de risco do resíduo sólido e indica sua destinação final.

⁴ Presente na Constituição Federal do Brasil, art. 23, Inciso VI; art. 24, Inciso IV; art. 129; art. 170, Inciso VI; todo o art. 225, mas em especial: o § 1º, incisos IV e V, e o § 3º; além de regulamentação específica infraconstitucional.

Efetuar a destinação do resíduo fora da propriedade rural pode resultar na inviabilização de seu processo produtivo. A grande maioria das propriedades rurais se encontra distante de polos industriais aptos ao descarte segundo a legislação citada, e a incidência de custos tende a ser cada vez maior em relação à distância desses centros, dependendo da escolha da “destinação adequada” feita pelo produtor ou imposta pelo órgão fiscalizador ambiental responsável.

De maneira diversa, caso seja mantido todo o tratamento na propriedade rural, de forma científica, moral e ambientalmente aceitas, com comprovação da segurança, e que sejam reconhecidas como tal pelos órgãos de fiscalização, os custos seriam menores ou inexistentes, sem acréscimo de riscos ao manejo do sistema de descarte, à produção de alimentos ou à população rural.

Esse é o desafio que se desenha na área de manejo, saneamento e destinação ambiental de resíduos para o futuro das atividades agropecuárias no Brasil: Como efetuar a eliminação do resíduo de agrotóxico dentro da propriedade rural de maneira barata, eficiente e ambientalmente segura?

Esse documento aborda o trabalho de teste, validação e recomendação de uma tecnologia criada para resolver o problema da eliminação final de resíduos em fruteiras, denominado de Biobed Brasil, com alguns testes complementares poderá ser feita sua extensão aos demais cultivos, a exemplo do que já foi realizado no Chile (Figura 1).



Fig. 1. Primeiro Biobed comercial da América Latina, localizado na fazenda Santa Olga, de propriedade da Agrícola São Clemente, Chile.

Fonte: PROYECTO D09R1006 (2013, p. 59).

A Certificação Ambiental e seu Papel na Adoção de Métodos Seguros de Disposição de Resíduos e Efluentes

As exigências legais do descarte correto de agrotóxicos valem tanto para pequenos volumes de efluente gerados em propriedades rurais, independente de sua categorização social ou de tamanho, como para grandes volumes, originados em etapas concomitantes ao processo produtivo, como, por exemplo, no manejo ectoparasitário do rebanho bovino ou na classificação de frutas nos *packing houses*. Para todas as situações poderá ser exigida a comprovação da existência de um sistema de manejo e tratamento de efluentes e resíduos, caso agrotóxicos sejam utilizados em qualquer etapa da atividade.

A validação e apropriação de métodos de sistemas de manejo de contaminantes, reconhecidos como efetivos pelos países importadores, poderiam contribuir para evitar possíveis barreiras comerciais não tarifárias, desde que o sistema seja reproduzido com a mesma eficiência no Brasil.

A partir de 2012, com a aprovação do Código Florestal Brasileiro, a imputação de barreiras não-tarifárias sobre a disposição final de sobras e resíduos de agrotóxicos permitiu o surgimento de um novo flanco de possíveis bloqueios tarifários para a área rural, pois permite vincular a gestão ambiental da propriedade ao manejo de riscos químicos e aos riscos gerados aos recursos hídricos (as bacias rurais como fonte de abastecimento urbano e no preparo de produtos para exportação), aos alimentos (consumidores) e ao trabalhador da agricultura.

Logo, a adaptação e adoção de sistemas de boas práticas no manejo de resíduos e efluentes contaminados por agrotóxicos, como ocorre em países que importam frutas do Brasil, podem influenciar positivamente o sistema produtivo brasileiro. Isso reduziria o risco da interposição de barreiras comerciais não-tarifárias, resultando numa oferta diferenciada de produtos, podendo levar a um mercado preferencial pela garantia dessa segurança.

No Brasil, esse trabalho foi realizado no âmbito da Produção Integrada (PI Brasil), que apesar de ser um programa oficial do governo, ainda mantém o caráter voluntário, mas já adota as boas práticas agropecuárias e ambientais⁵ como base da produção, atingindo um grande número de empresas e produtores de diversas culturas e atividades agropecuárias (GEBLER, 2014).

Caso os sistemas de certificação no Brasil sejam reconhecidos pelo público, ou mesmo obrigatórios, resultaria em um grande reforço no aumento da segurança e redução dos impactos ambientais na fruticultura nacional. Daí a importância da vinculação de tecnologias como os Biobeds no manejo de efluentes contaminados por agrotóxicos.

⁵ Aplicável segundo o disposto no Decreto 5.472/05 da Presidência da República sobre Poluentes Orgânicos Persistentes - POPs, Anexo C, Parte IV A e B.

Riscos Envolvidos no Descarte de Agrotóxicos

O agrotóxico é um dos principais insumos da agricultura e, ao mesmo tempo, um dos principais contaminantes ambientais envolvidos no processo agrícola. Em alguns países do mundo, tais como Alemanha, Suécia e Reino Unido, seu manejo e destinação chegam a ser algumas das preocupações mais importantes (HUBER et al., 2000).

Na fruticultura, a cultura da maçã é uma das que utiliza a maior diversidade de princípios ativos e os maiores volumes de calda de agrotóxico ao longo do ano. Por essa razão, a cultura é, muitas vezes, utilizada como modelo de testes para introdução de novas tecnologias redutoras de impacto ambiental (GEBLER et al., 2006). Igualmente, esta foi a razão porque o Biobed, para seu desenvolvimento, teve a cultura da maçã como modelo representativo de um sistema de produção de frutas.

Poluição difusa

Tradicionalmente, junto aos usuários e público em geral, o tipo de poluição vinculada aos agrotóxicos é caracterizada como “não pontual” ou “difusa”, resultante principalmente do impacto visual no momento da aplicação do agrotóxico, quando grande parte do volume liberado não atinge o alvo (CARTER, 2000).

Dependendo dos cuidados durante o uso, mais de 80% do produto aplicado nessa etapa produtiva pode se perder no ambiente, resultando em fonte de contaminação do ar, solo e água, porém de difícil monitoramento.

Principalmente na fruticultura, devido à estrutura das plantas e do sistema produtivo, durante o processo de tratamentos fitossanitários nos pomares, é comum observar nuvens de neblina de calda tóxica⁶ que sobressaem a grande altura acima da copa das plantas, uma vez que o principal equipamento usado atualmente são os turbo-atomizadores axiais, que carecem de maior precisão (CROSS et al., 2001).

A razão do impacto visual da poluição difusa é que esses equipamentos promovem o turbilhonamento da atmosfera, a fim de substituir o ar contido na copa das árvores pela mistura de ar e calda de agrotóxico que sai do turbo-atomizador. Contudo, ambientalmente, a poluição difusa nem sempre é a mais impactante.

Apesar de problemas acidentais causados em casos de contaminação por deriva, na quase totalidade dos casos bastaria o operador seguir as orientações contidas no receituário agrônomo quanto à dose, forma de diluição, volume de calda, calibração e manejo do equipamento, para que a veiculação do agrotóxico ao ambiente seja feita de maneira reconhecidamente segura, nesta etapa de trabalho, estando seu princípio ativo na ordem de gramas ou quilos por hectare (CASTILLO et al., 2008).

⁶ Calda tóxica ou calda de agrotóxico: mistura do agrotóxico comercial na forma concentrada e de água segundo a recomendação do receituário agrônomo, obedecendo aos limites da bula emitida pelo fabricante.

Este padrão/concentração, por ter sido testado e aprovado previamente, tem o aval de segurança ambiental, toxicológica e agrônômica dos ministérios brasileiros responsáveis pelo licenciamento dos agrotóxicos comerciais em uso no país, segundo a Lei 7.802/89 (BRASIL, 1989) e seu decreto regulador 4.074/2002 (BRASIL, 2002).

Poluição pontual

Uma vez que nem todo agrotóxico aplicado consegue atingir o alvo, devido ao grande volume de névoa⁷ tóxica, todo o maquinário envolvido acaba por ser recoberto também com resíduo tóxico e, muitas vezes, até o próprio operador da máquina, razão da obrigatoriedade do uso dos Equipamentos de Proteção Individuais (EPIs).

Sendo assim, após o serviço de aplicação fitossanitária no campo, uma vez que seja feita a lavagem do maquinário agrícola, o efluente formado na rampa de lavagem será composto por uma mistura de calda de agrotóxico (predominantemente) e outros resíduos como solo, água, óleos e graxas (em micro volumes). Nesse momento, a contaminação deixa de ser difusa e passa a ser localizada ou pontual (GEBLER, 2011).

A contaminação pontual é normalmente desconsiderada pelos operadores locais, pode causar danos ainda maiores que a contaminação difusa. Nesse tipo de contaminação, incluem-se, além da lavagem das máquinas e implementos agrícolas, os vazamentos dos equipamentos, os derrames acidentais durante o processo de composição da calda e destinação final dos volumes de sobra nos pulverizadores agrícolas.

Apesar da dificuldade de se obter informações sobre a contribuição real que as fontes pontuais têm oferecido para o aumento dos riscos de contaminação por agrotóxicos ao ambiente, Huber et al. (2000) e Fogg et al. (2003b) apontam que tais fontes, derivadas do manejo recorrente do agrotóxico (muitas vezes concentrado), sempre nos mesmos locais de abastecimento de pulverizadores, chega a ser mais danosa que a contaminação difusa.

Um exemplo clássico da carga de contaminante difusa que o ambiente agrícola normalmente recebe durante um tratamento, é aquela que vem expressa na bula, segundo a recomendação específica, de mL, g ou kg de produto comercial por hectare.

Uma vez que o nível de impacto será estimado pelo volume da carga contaminante distribuído por uma área de solo, é importante ter claro que quando ocorre um derrame de produto comercial, ainda sem a mistura com a água, o ingrediente ativo (i.a.)⁸ do agrotóxico ali contido é lançado em uma área superficial muito menor do que a área inicialmente planejada ou testada, que seria na parcela da cultura agrícola em tratamento.

Nesse caso, é comum que os valores de contaminante (gramas de i.a.), sejam distribuídos em frações de metro quadrado, e não mais por hectare. Um exemplo extremo (pior cenário) seria

⁷ Névoa: aerodispersóides constituídos por partículas líquidas independentemente da origem e do tamanho das partículas. Observar as Normas Regulamentadoras de Segurança e Medicina do Trabalho (NRs 15, 09 e 06).

⁸ Ingrediente ativo: agente químico, físico ou biológico que confere eficácia aos agrotóxicos e afins.

ocorrer o esvaziamento do conteúdo total de um frasco com agrotóxico comercial em uma superfície de um quarto de metro quadrado.

Calculando o nível de impacto para esse exemplo, resultaria em uma carga contaminante próxima de quilos de i.a. por decímetro quadrado, equivalendo a um valor na faixa de toneladas de i.a. por hectare, comparativamente muito acima daquilo avaliado como seguro nos casos de contaminação não pontual (TORSTENSSON, 2000; HELWEG et al., 2002; RAMWELL, et al., 2004; REICHENBERGER, et al., 2007; CASTILLO et al., 2008; ROFFIGNAC et al., 2008; WENNEKER et al., 2008).

O risco ambiental do resíduo de agrotóxico, na forma de contaminante pontual, deve ser considerado com um multiplicador na ordem de 1.000 vezes em relação ao risco do resíduo na forma difusa, e o principal equipamento de segurança ambiental nos pontos de recarga de pulverizadores agrícolas passa a ser o piso impermeável, sobre o qual é feito o manejo do agrotóxico. Com esse dispositivo é possível impedir a infiltração imediata do contaminante, permitindo sua coleta para posterior descarte e tratamento.

Comportamento do Resíduos no Sistema

Existe uma dúvida comum sobre a quantidade de agrotóxicos e de seus resíduos que o solo suporta receber sem afetar sua resiliência⁹. Devido à existência dos testes ecotoxicológicos e de degradação ambiental, conduzidos para a análise do potencial de periculosidade ambiental (PPA), exigidos pela Portaria Normativa 86/96 do IBAMA e suas alterações, sabe-se que existem margens de segurança sobre as alíquotas de resíduos depositados durante a aplicação do agrotóxico.

Mas para a compreensão dos limites dessa análise e de seus resultados, expressos na bula da embalagem de agrotóxico como recomendação de boas práticas agropecuárias e ambientais, é importante uniformizar alguns conceitos sobre o solo.

Segundo a definição apresentada no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2002):

Solo é uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos, que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, contém matéria viva e podem ser vegetados na natureza, onde ocorrem. Ocasionalmente podem ter sido modificados por atividades humanas.

Sua composição é variável, porém, sua maioria é composta de partículas pequenas, originadas da decomposição da rocha matriz do local, após um longo período exposto ao intemperismo. A química ambiental denomina essas partículas de “silicatos minerais” (BAIRD, 2002).

⁹ É a aptidão de um determinado sistema que lhe permite recuperar o equilíbrio depois de ter sofrido uma perturbação. Este conceito remete para a capacidade de restauração de um sistema (ODUM, 2004).

Esses silicatos são formados por polímeros, fundamentalmente, átomos de silício (Si^{+4}) rodeados por um conjunto tetraédrico de átomos de oxigênio (O^{2-}). À medida que os átomos de oxigênio da molécula vão se ligando a outros núcleos de tetraedros, o sistema vai atingindo estabilidade e passa a corresponder da mesma forma que uma molécula de SiO_2 , conforme a Figura 2.

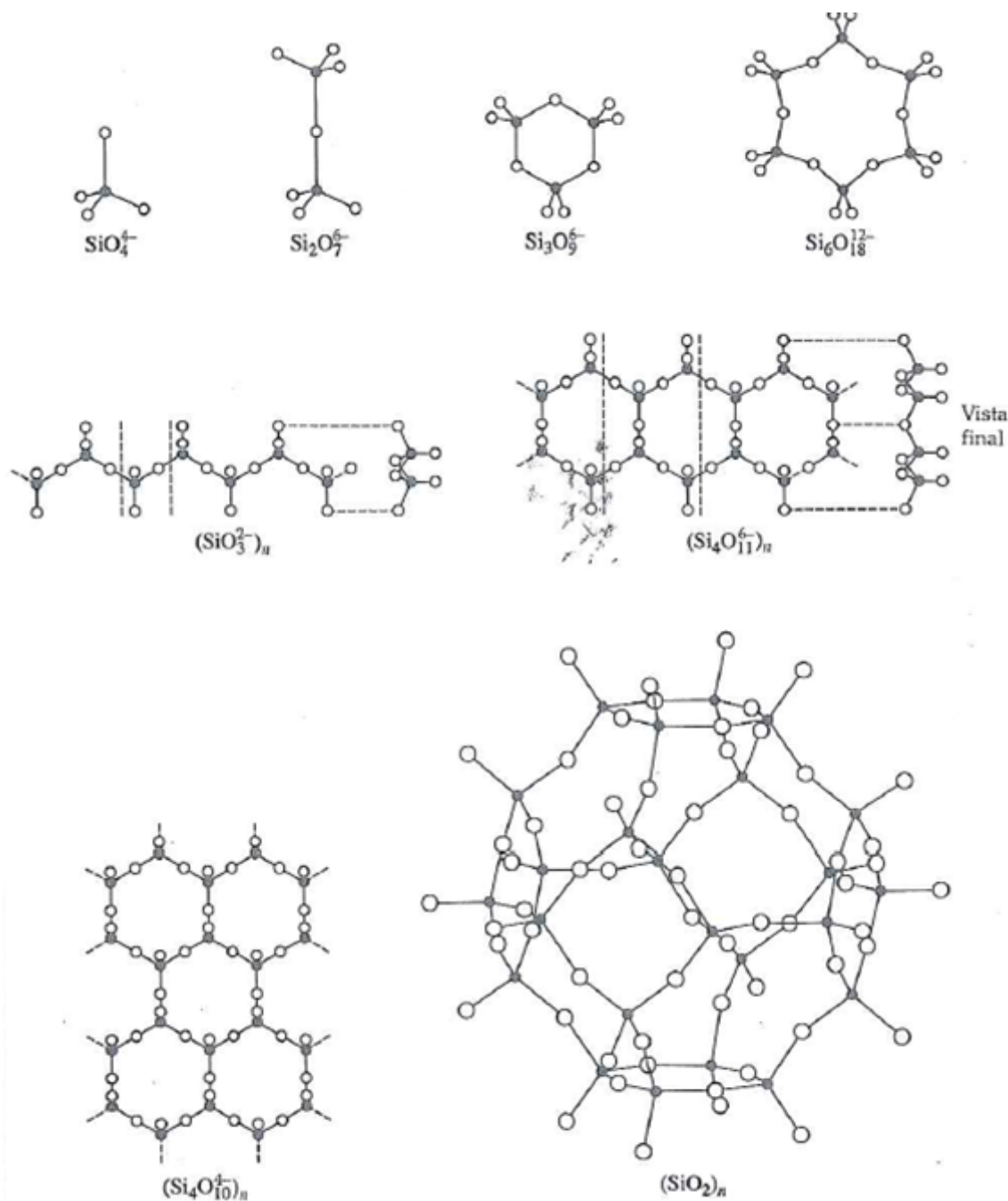


Fig. 2. Estrutura molecular dos silicatos do solo.

Fonte: Baird (2002).

Em outras estruturas, alguns vazios tetraédricos podem ser ocupados por íons de alumínio (Al^{+3}), sendo que a carga negativa de tais retículos passa a ser neutralizada por outros cátions como, por exemplo, H^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , e Fe^{+3} .

À medida que o intemperismo avança, os silicatos podem vir a apresentar formas diferenciadas que sofreram substituição química de seus íons, quando passam a se chamar minerais de siltes (faixa de 10 - 2 mm de diâmetro) e argilas, normalmente apresentando partículas de tamanho inferior a $2\ \mu m$ (BAIRD, 2002).

As argilas se organizam na forma de lâminas, que gradualmente compõem os microagregados, que se estruturam em macroagregados, e assim por diante, até o estabelecimento de agregados maiores visíveis e manuseáveis, ou torrões de solo (Figura 3). Além das argilas, também ocorrem óxidos minerais (de ferro, manganês, alumínio, dentre outros), compondo a parte mineral do solo.

Já a parte orgânica do solo é formada por raízes de plantas vivas e pelos restos de material morto que foi sendo decomposto e mineralizado, onde se destacam alguns ácidos orgânicos, como os fúlvicos e húmicos, além de outras moléculas baseadas em carbono. Esse material, formado quimicamente por moléculas de cadeias longas, acaba por proporcionar uma área superficial específica¹⁰ várias vezes maior do que aquela apresentada pela parcela totalmente mineral (RESENDE et al., 2007).

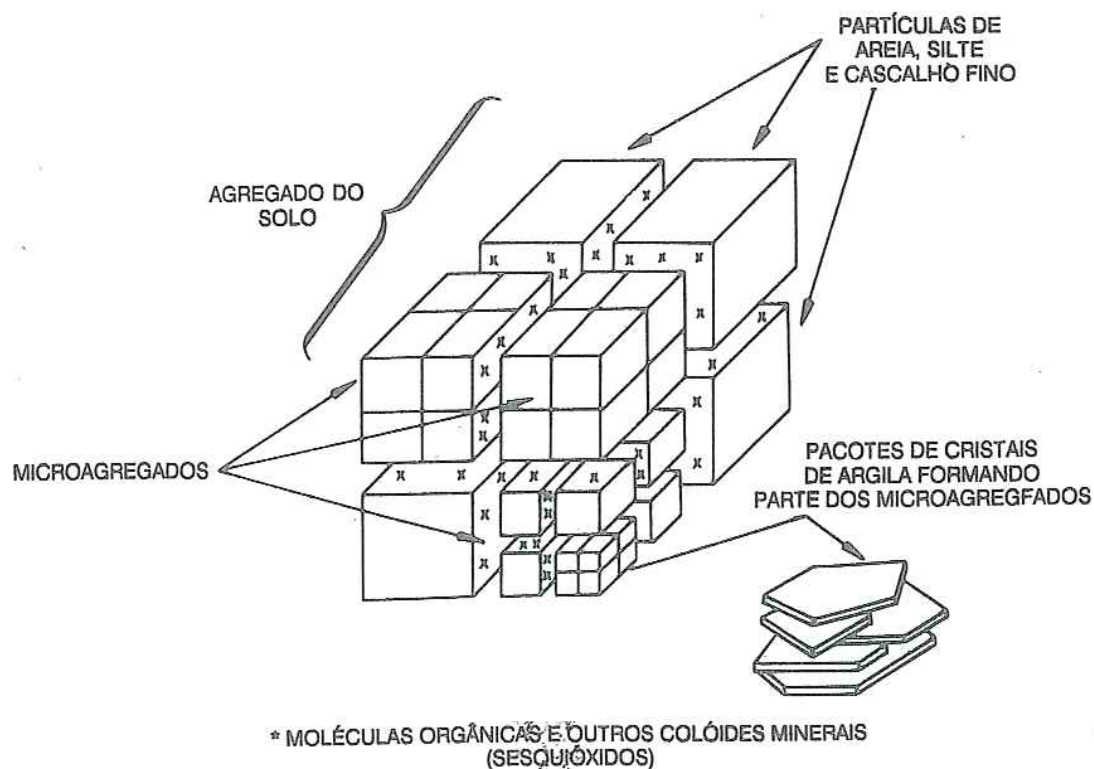
A fixação dos contaminantes, presentes de forma livre na solução do solo, ocorre nos pontos disponíveis para ligações químicas, regulado pela Capacidade de Troca de Cátions (CTC) da área superficial exposta de cada tipo de solo. Os tipos com maiores CTCs são normalmente mais eficientes e seguros para o manejo ambiental do contaminante, dependendo da saturação dos demais sais do solo.

O processo de atração e repulsão química entre o contaminante livre na solução do solo e a superfície das partículas desse solo é chamado de sorção, sendo a atração e retenção conhecida como adsorção, enquanto que o processo de liberação do resíduo dessa superfície para a solução do solo é chamado de dessorção (GEBLER; SPADOTTO, 2008).

O processo de sorção pode ser mais ou menos intenso, dependendo das características físico-químicas do resíduo contaminante e da disponibilidade de cargas superficiais existentes. Uma vez que a matéria orgânica apresenta valores de superfície específica muito acima da média apresentada pelas argilas, é considerado um grande adsorvente, chegando a prender tão fortemente o contaminante que ele não é mais liberado para a solução do solo, podendo ficar preso ou “encapsulado” (Figura 4).

¹⁰ Área superficial específica representa toda a área exposta de um sólido, capaz de oferecer contato com outra superfície, permitindo ligações químicas. Assim, é como se um volume de solo (tridimensional) pudesse ser desdobrado em duas dimensões, e fosse mensurada somente a área exposta desse volume. Usualmente é expressa em metros quadrados por grama ($m^2\ g^{-1}$).

a)



b)

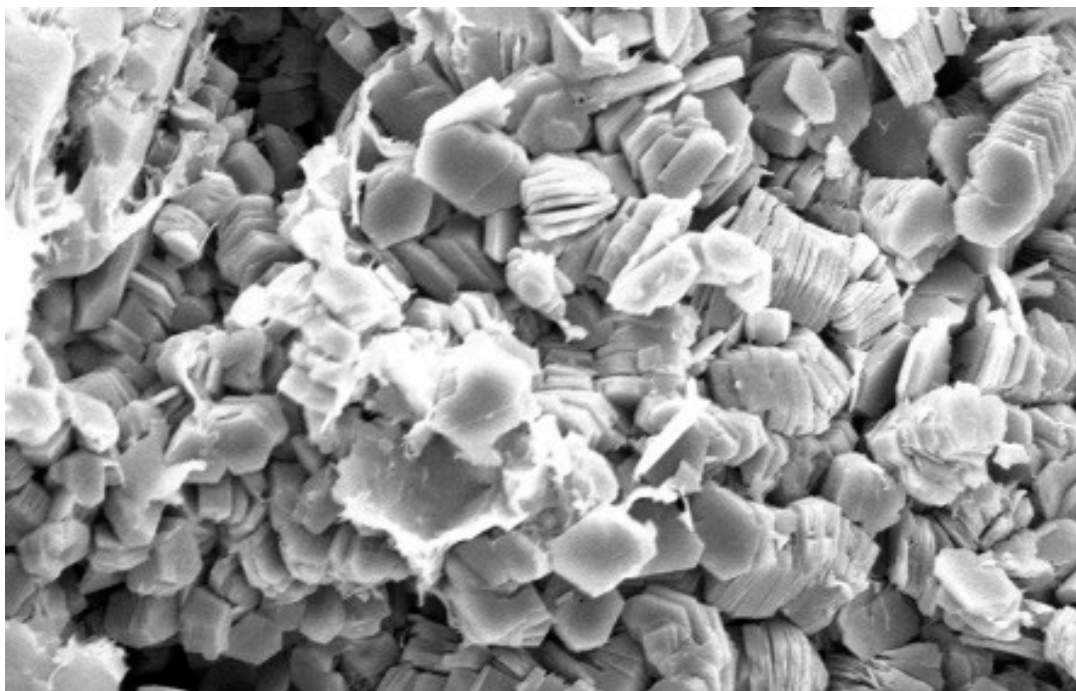


Fig. 3. a) Organização teórica de um agregado de solo (DENARDIN, 1992). b) Microfotografia de um agregado composto de argila montmorilonita.

Fonte: Maier (2015).

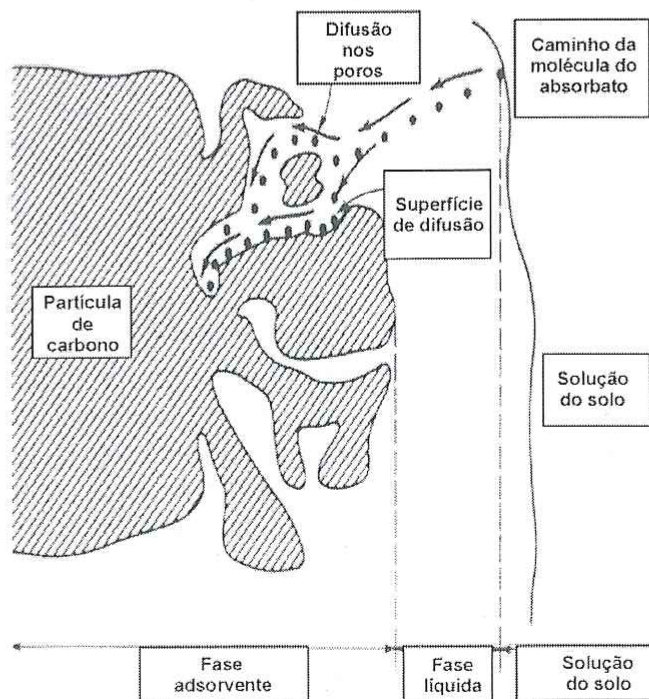


Fig. 4. Partícula de matéria orgânica demonstrando a capacidade de adsorção e de encapsulamento do contaminante.
Fonte: Gebler e Spadotto (2008).

Além disso, o tipo de argila presente no solo também ajuda a explicar porque alguns solos apresentam mais segurança no manejo de resíduos que outros, pois além da matéria orgânica, os contaminantes também são adsorvidos nas paredes e superfícies expostas das lâminas de argilas no solo (MONTEIRO, 2001).

Entretanto, algumas argilas são mais rígidas que outras, expondo menos superfície à solução do solo. As argilas 1:1, gipsitas e caulinitas, e 2:1, ilitas (mica hidratada) são conhecidas como não expansíveis. As argilas expansíveis, sempre 2:1, permitem que as lâminas de argila se afastem entre si, proporcionando maior superfície de contato e espaço de armazenamento da solução do solo, sendo a vermiculita e a montmorilonita as mais conhecidas (RESENDE et al., 2007).

A Figura 5 apresenta um exemplo teórico da configuração de duas argilas, uma 1:1 não expansiva e outra, 2:1 expansiva.

Resumindo, o solo é identificado como um sistema coloidal, composto da parte sólida (argilas, óxidos, matéria orgânica, etc.), que forma uma estrutura porosa¹¹, cheia de espaços e passagens, onde são encontrados a água e o ar, que junto às plantas, completam o sistema.

¹¹ A estrutura porosa pode ser constituída por macro e microporos. Os macroporos são resultado da disposição dos agregados do solo, da ação das raízes, da contração/descontração do solo e da macrofauna, estando relacionados com o fluxo de água e ar no solo, com diâmetro situado na escala de milímetros e suas frações. Os microporos são relacionados à disposição interna dos agregados e com os pelos radiculares, principalmente, apresentando diâmetros na escala de micrômetro ou inferior, e estão diretamente relacionados com o processo de sorção do solo.

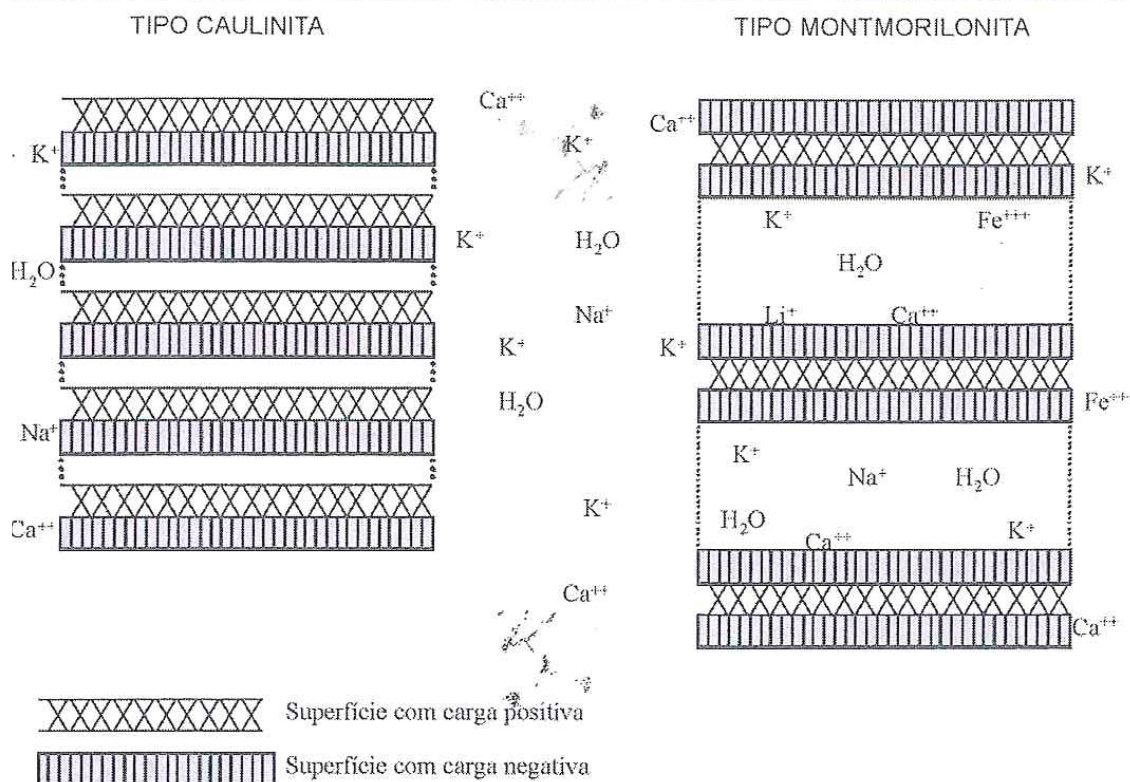


Fig. 5. Configuração teórica de um tipo de argila não expansiva (caulinita) e outra expansiva (montmorilonita).

Fonte: Gebler e Spadotto (2008).

Assim, os resíduos que chegam ao solo movimentam-se, inicialmente, dissolvidos na água que passa pelo solo, também conhecida como solução do solo por conter diversos elementos dissolvidos. À medida que as moléculas do contaminante aproximam-se de sítios de adsorção, que são locais na superfície exposta nas partículas do solo onde ocorrem os pontos de atração química, pode ocorrer a adsorção.

Se o equilíbrio químico da solução do solo estiver favorável à sorção (muito concentrado de sais e contaminantes), esse processo pode durar longo tempo. Ao contrário, se a solução do solo estiver com baixa concentração de sais dissolvidos, pode favorecer a dessorção da molécula. Muitas vezes o processo de sorção acaba por quebrar a cadeia molecular do contaminante, contribuindo para a atenuação natural do contaminante no solo (GEBLER; SPADOTTO, 2008).

Entretanto, não são apenas processos físicos que determinam a transferência do contaminante de uma matriz sólida para a solução do solo. Os valores químicos intrínsecos a cada contaminante, como C_w^{sat} , pK_a , K_{ow} , K_{oc} ¹² são bons indicadores da tendência de migração do contaminante em diferentes meios (GEBLER et al., 2006).

¹² C_w^{sat} é o grau de solubilidade em água, enquanto que o pK_a é o potencial de dissociação iônica do contaminante em água. K_{ow} é o potencial de partição em octanol-água e K_{oc} é o potencial de partição no carbono orgânico-água (GEBLER; SPADOTTO, 2008).

Assim, um contaminante que apresente maior afinidade pela água tenderá a ficar adsorvido nas superfícies de maneira fraca, podendo ser descolado e carregado rapidamente para o fundo do solo durante a infiltração da água de uma chuva ou irrigação, através da percolação. Se, por outro lado, ele apresentar tendência de “fugir” da água, ele pode se ligar fortemente no perfil do solo, apresentando pouca percolação.

No Brasil, os parâmetros químicos das moléculas de i.a. dos agrotóxicos servem de referência para a liberação da comercialização e uso perante aos órgãos ambientais, privilegiando aqueles cujos resíduos no solo sejam passíveis de degradação por meios naturais (fotólise, hidrólise, oxirredução e biodegradação), até sua completa mineralização e transformação em sais ou gases, em detrimento dos produtos de alto risco ambiental (GEBLER; SPADOTTO, 2008).

A ideia de que: "quanto mais espalhada for uma carga contaminante no solo, menor será seu potencial de dano", tem sido aplicada como padrão para o descarte geral de contaminantes. Ela reflete o princípio da desconcentração ambiental, segundo o qual doses menores de contaminante espalhadas sobre superfícies maiores sofrem ação mais intensa e mais rápida por parte dos processos de atenuação natural, desaparecendo mais rápido nesses solos em comparação a situações inversas, com altas concentrações em pequenas áreas (MONTEIRO, 2001).

Isso tem norteado a aprovação, por órgãos ambientais de diversas Unidades da Federação, da aplicação do manejo difuso de descarte de contaminantes como uma boa prática ambiental, principalmente no caso dos agrotóxicos como o caso das sobras de calda de pulverizadores.

Contudo, na impossibilidade de se dispor de grandes áreas, ou em havendo resíduos muito concentrados ou perigosos, é necessário estabelecer estratégias de manejo em que os resíduos sejam disponibilizados no solo apenas após determinada etapa do processo de tratamento.

Estratégias para Descarte de Resíduos de Agrotóxicos

Conhecer a natureza do solo é parte da solução para o descarte de resíduos de agrotóxicos, sendo necessário interpretar as informações obtidas de análises de solo, a fim de estabelecer graus de risco ambiental, que nortearão as ações de manejo (JAEKEN; DEBAER, 2005).

A afirmação de que solos argilosos são mais seguros que os arenosos ou siltosos é feita em função da sua maior CTC. Porém, a comparação não pode ser restrita somente à fração mineral, devendo, no mínimo, exigir que os demais parâmetros (% matéria orgânica, porosidade, estado de agregação, etc.) sejam iguais em todas as amostras.

Doses pequenas e difusas poderiam ser descartadas no solo, desde que ambientalmente diluídas (acrescido mais água e espalhadas por uma área maior), como ocorre durante a sua aplicação no campo, enquanto que doses maiores, concentradas, ou substâncias quimicamente recalcitrantes¹³, exigiriam tratamento anterior à disposição final no solo.

¹³ Quimicamente recalcitrante são produtos químicos de degradação difícil e que levam longo tempo para desaparecer do ambiente, muitas vezes períodos maiores de um ano.

Na busca de soluções para o problema do descarte de resíduo de agrotóxico, países como Suécia, França, Inglaterra, Dinamarca, Bélgica, Holanda, dentre outros, preferiram lançar mão de um conjunto de processos denominados Boas Práticas Ambientais e Agrícolas (UNIÃO EUROPEIA, 2011a), com o objetivo de maximizar as ações de mitigação baseadas em atenuação natural ou biorremediação (JAEKEN; DEBAER, 2005; GREGOIRE et al., 2009; MONACI et al., 2009; DIEZ, 2010; GEBLER, 2011).

Nesse sentido, tende-se a promover a utilização de processos de atenuação natural de forma complementar aos tradicionais sistemas de tratamento, tal como observado nas mais avançadas legislações ambientais sobre o tema, a exemplo da Diretiva 2009/128/CE da União Europeia (UNIÃO EUROPEIA, 2009).

Essa linha de ação foi tomada por ser uma alternativa técnica, ambiental e economicamente viável ao processamento do resíduo de caráter agrícola no âmbito da propriedade rural, independente de seu tamanho ou finalidade, reduzindo custos e diminuindo ou eliminando a necessidade de se recorrer a processos industriais, mais caros e burocráticos (FOGG et al., 2003a; FOGG et al., 2003b; SPLIID et al., 2006; COPPOLA et al., 2011).

Países como França, Inglaterra, Suécia, Dinamarca, Holanda, Alemanha e Bélgica, dentre outros membros da Comunidade Europeia, passaram a adotar ou recomendar, oficialmente, o tratamento dos resíduos de agrotóxicos em reatores que utilizavam a dinâmica da atenuação natural em ambiente controlado, tecnologia de baixo custo que precisa ser testada no Brasil.

Atualmente, os dois modelos principais de biorreatores são os Biobeds (Figura 6), desenvolvidos na Suécia com tecnologia livremente disponível, e os Phytobacs, desenvolvido sob regime de propriedade intelectual da empresa Bayer Crop Systems (Figura 7), recomendado somente de forma associada ao seu pacote tecnológico para tratamento fitossanitário.

Outros sistemas em uso, porém menos disseminados, são os modelos Biomassbed, Biobac, Biofilter (Figura 8), além de um modelo baseado somente em processo físico, como, por exemplo, o Heliosec® (Figura 9), de propriedade intelectual da empresa Syngenta ou os leitos de secagem (SGANZERLA et al., 2011).

O Sistema Biobed

O reator modelo Biobed, objeto da presente publicação é uma das modalidades de maior sucesso e ampla aplicação, corresponde a uma tecnologia criada e implantada na Suécia a partir de 1993 (CASTILLO et al., 2008). O modelo foi avaliado e é indicado para as condições de produção de frutas de clima temperado do sul do Brasil (região de Vacaria, RS), o que não impede que, mediante novas validações, o sistema seja redimensionado e recomendado para outras culturas e empreendimentos rurais.

O sistema é constituído de uma estrutura simples, originalmente um fosso cavado no solo, impermeabilizado ou não, preenchido com uma mistura de solo agrícola, palha e turfa, sobre a qual é plantada uma cobertura de grama.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 6. Reator modelo Biobed instalado em propriedade rural na Suécia, país de origem da tecnologia.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 7. Reator modelo Phytobac® instalado em propriedade rural na Holanda.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 8. Reator modelo Biofiltro instalado em uma propriedade rural na Holanda.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 9. Reator modelo Heliosecc® instalado em uma propriedade rural na Itália.

Ali são depositados os resíduos de agrotóxicos e da lavagem de máquinas, recolhidos em rampas construídas sobre o fosso para a coleta dos vazamentos e respingos (Figura 6) ou derivados de um local com piso impermeável, onde são executadas as atividades com os agrotóxicos e o manejo do pulverizador (FOGG et al., 2003b; CASTILLO et al., 2008; FAIT, 2007; ROFFIGNAC et al., 2008).

O composto orgânico de solo, palha e turfa que preenche o Biobed recebe o nome de substrato, sendo utilizado por períodos de até 12 meses sem necessidade de substituição, dependendo da intensidade de utilização (TORSTENSSON, 2000; FOGG et al., 2004).

À medida que os biobeds foram sendo implantados em diferentes países, a mistura do substrato foi sendo testada ou aplicada em diferentes formas e composições, em decorrência do custo e da facilidade de obtenção dos materiais componentes (turfa e palha de trigo) (ROFFIGNAC et al., 2008; VISCHETTI et al., 2008; KARANASIOS et al., 2010a; KARANASIOS et al., 2010b; COPPOLA et al., 2011).

Além desta variação de composição da mistura, o diferencial da eficiência do Biobed está vinculado à umidade do composto e à temperatura do ambiente (FOGG et al., 2004; ROFFIGNAC et al., 2008; DIEZ, 2010). A partir de resultados de testes em andamento na Estação Experimental de Fruticultura de Clima Temperado da Embrapa Uva e Vinho, verificou-se que em países de clima mais quente, como os tropicais ou subtropicais, a eficiência do processo é maior, desde que obedecidas as exigências dos microrganismos no processo (GEBLER et al., 2015). Um biobed composto de bagaço de cana e solo, testado na ilha de Guadalupe, no Caribe (ROFFIGNAC et al., 2008) ou colmos de milho, testado e aprovado na Guatemala (LATIN-AMERICAN WORKSHOP ON BIOBEDS, 2014) se mostrou eficaz para a disposição final de efluentes, servindo de base para a instalação de pelo menos 1.500 reatores naquele país.

Foi relatado ainda, pelos mesmos autores que além da falta de oportunidade de comparação com a mistura original, a falta de umidade no substrato foi um problema, além da temperatura ter sido excessivamente alta, possivelmente inibindo a ação degradadora da biota do composto. Ainda assim, não houve diferença significativa entre os resultados obtidos na situação tropical e aqueles obtidos no Norte da Europa (ROFFIGNAC et al., 2008).

Fait et al. (2007), em trabalho desenvolvido na Itália, deixa claro que o substrato com umidade abaixo de 75% apresenta problemas de redução de efetividade, sendo que o trabalho original de CASTILLO et al. (2008) recomenda umidade em torno de 95% no substrato para manutenção da eficiência, que é mantida com a ajuda da camada de grama, recomendando, assim, que os Biobeds não sejam construídos sob cobertura de telhados.

Porém, em Vacaria, RS, onde na maioria dos anos a precipitação pluviométrica é de cerca de 1.600 mm, distribuídos quase que uniformemente ao longo do ano, surgiram problemas com o excesso de umidade da região, tendo sido observado prejuízo do processo aeróbico nos reatores de testes em função da inundação dos mesmos por água de chuvas intensas (GEBLER et al., 2015).

Assim, recomenda-se o monitoramento tanto da falta de umidade em climas muito secos e quentes, com adição de líquidos (água ou efluente armazenado do ponto de abastecimento), visando manter a umidade, bem como, no caso de ambientes muito chuvosos, que seja prevista a cobertura do local. Recomenda-se também a impermeabilização do Biobed em relação ao solo, garantindo que além do maior controle da umidade, impeça a percolação profunda do resíduo de agrotóxico no perfil do solo. Ou seja, a caixa do biobed deve ser de material impermeável para evitar o escape de poluentes para fora do substrato.

Aspectos Microbiológicos e Químicos do Funcionamento do Biobed Brasil

O Biobed reproduz o modelo de atenuação que acontece livremente na natureza, porém em uma situação criada para favorecer e acelerar o processo. Ele depende basicamente da atuação de microrganismos específicos, fungos lignolíticos, também conhecidos como fungos filamentosos brancos (*White rot Fungi*), que são os agentes microbiológicos degradadores de resíduos de agrotóxicos mais efetivos presentes no reator, e algumas espécies de bactérias, sem restringir as demais populações de microrganismos benéficos, e do incremento de matéria orgânica, com a inclusão da turfa no sistema (CASTILLO et al., 2008; DIEZ, 2010).

Além disso, o sistema é construído de forma a permitir uma aeração melhor do que a existente no solo, favorecendo processos aeróbicos, que tendem a ser mais eficientes do que os processos anaeróbicos para degradação de contaminantes no ambiente.

A argila do solo agrícola incorporada no Biobed serve de inoculador inicial da microbiota que irá efetuar a biodegradação dos agrotóxicos e que, após sua reestruturação, cria os espaços por onde o contaminante deve passar e entrar em contato com os microrganismos e a matéria orgânica. Enquanto isso, os microrganismos executam o trabalho de quebra de moléculas do contaminante (geralmente, agrotóxico) e a matéria orgânica atua como matriz de retenção do produto, segurando os elementos químicos que causariam dano ao ambiente, muitas vezes, de forma que ele acaba por não ser mais disponibilizado à solução do solo (MONTEIRO, 1997), conforme o esquema apresentado na Figura 10a.

Após determinado período de tempo, variável segundo o contaminante e as condições ambientais do meio onde ocorre a degradação (420 dias para as condições de Vacaria, RS, segundo testes e em fase de publicação), as moléculas de agrotóxico que restarem, estarão fortemente fixadas por adsorção nos microporos das argilas ou da matéria orgânica do solo, de modo que a concentração do contaminante na solução do solo será muito baixa, representando baixo risco de dano ao ambiente ou a seres vivos (Figura 10b).

Uma vez que o substrato do Biobed também tem de ser trocado periodicamente devido à compactação natural pelo próprio peso, e devido à intensidade de uso como depósito de efluentes, a recomendação original é que esse substrato seja compostado ou armazenado na forma de pilhas aeradas por mais um período de seis meses em outro local da propriedade, quando então, poderá ser disperso no ambiente (DIEZ, 2010).

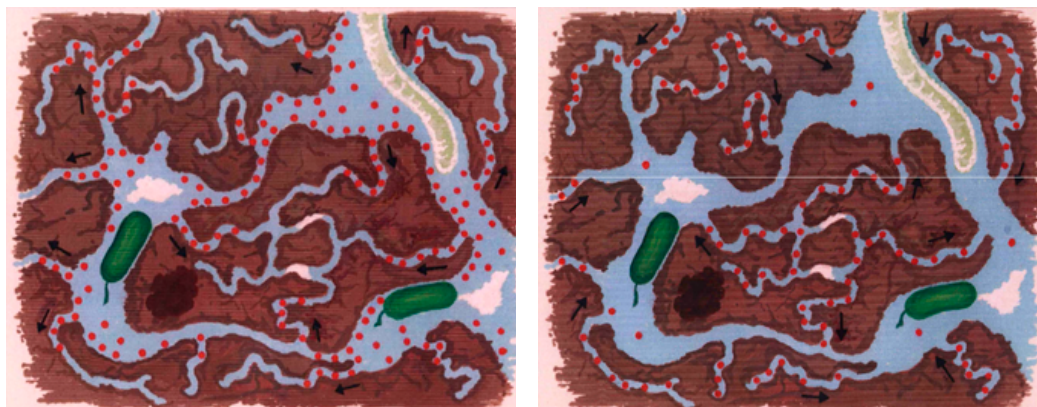


Fig. 10. a) Desenho esquemático do movimento das moléculas de agrotóxico (pontos vermelhos) no interior do substrato do Biobed, com alta disponibilidade de contaminante na solução do solo; b) Destino final das moléculas de agrotóxico (pontos vermelhos) no interior do substrato, após a fase de adsorção e biodegradação, com baixa disponibilidade do contaminante na solução do solo.

Fonte: Stenström (2012).

Além dos processos de biodegradação e sorção, o eventual contaminante restante ainda passa por mais uma etapa de compostagem, que reforça o processo de biodegradação com outras espécies microbianas. Na fase final, ele é disperso em pequenas doses por área nas glebas de lavoura dentro dos limites da propriedade rural geradora do contaminante (uma pá de composto em 10 metros quadrados e solo, por exemplo), a fim de reforçar o processo de atenuação natural, e concluindo os trabalhos de disposição final dos resíduos de agrotóxicos (JAEKEN; DEBAER, 2005).

Aspectos Construtivos de um Sistema Biobed para Destinação Final de Agrotóxicos

O processo de eliminação dos efluentes envolve duas etapas: interceptação/coleta e tratamento/disposição final. Dependendo da decisão sobre o sistema a ser adotado na propriedade, elas podem ser unificadas ou não.

Segundo o modelo desenvolvido na Suécia, baseado em uma estrutura única, ambas as etapas ocorrem no mesmo local. Trata-se de um sistema recomendado para locais com baixa quantidade e intensidade de chuvas, ou em situações de espaços limitados.

Para os casos em que ocorrem altos volumes de chuva por longos períodos, ou casos de alta intensidade de precipitação em curtos espaços de tempo, havendo espaço disponível, o modelo de sistema adaptado na Inglaterra, onde as duas fases são separadas em estrutura de recolhimento e estrutura de tratamento, pode apresentar resultados melhores. Esse modelo foi o que melhor se adequou às condições testadas em Vacaria, RS.

Em ambas as situações, para dimensionamento do volume do reator, é necessário verificar a frequência de aplicação de agrotóxicos na propriedade, procurando manter úmido o substrato do reator até o final do tempo de tratamento, evitando-se, porém, o encharcamento, já que é obrigatório haver aeração suficiente no reator para o trabalho da microbiota. O tamanho do

reator irá variar segundo a necessidade de uso, com dimensão de volume interno desde 200 litros até vários metros cúbicos.

A localização do Biobed deve atender a três requisitos: a) logística – proximidade de fonte de água para enchimento do tanque do pulverizador; b) ambiental¹⁴ – evitar a localização muito próxima a fontes e corpos d'água e c) trabalhista¹⁵ – o Biobed deve estar longe de locais com presença de pessoas, como refeitórios e dormitórios.

Biobed em estrutura única (Modelo sueco)

As pesquisas com Biobed para frutas no Brasil, iniciaram com a avaliação do modelo mais antigo e de maior sucesso, em operação na Suécia há mais de 20 anos (PIZZUL et al., 2013), já demonstrado na Figura 6, recomendado basicamente para ambientes com baixa precipitação anual, consistindo em um biorreator localizado sob a plataforma de abastecimento de pulverizadores, sem cobertura.

Ao longo do tempo, à medida que essa tecnologia era adotada por outros países com diferentes ambientes, como Inglaterra, Chile, dentre outros, foram sendo implantadas modificações necessárias à manutenção do seu bom funcionamento, como o uso de telhados ou a separação em unidades funcionais interligadas.

Para os testes em Vacaria, onde o regime de chuvas é bastante intenso (1.600 mm/ano), o modelo básico não se mostrou totalmente adequado, necessitando de algumas alterações para sua recomendação final (GEBLER et al., 2015). Entretanto ele poderá ser aplicado para outras regiões do Brasil, onde as condições de umidade forem similares às encontradas na Suécia.

Após decidir o local de construção, deve-se efetuar um desenho ou planta a ser seguida, incluindo os seguintes detalhes:

- Pilares com fundação que sustentem as rampas de circulação do trator e do pulverizador;
- Fundo e paredes impermeabilizados de concreto ou geomembrana de PEAD (plástico de alta densidade);
- Sistema de drenagem de fundo, com poço de coleta e recirculação com bombeamento, caso necessário;
- Detalhes das rampas de circulação.

Para os tratores e pulverizadores convencionais, genericamente, se recomenda que o terreno seja marcado nas dimensões de 6 m de comprimento e 3 m de largura. Para pulverizadores autopropelidos a marcação no solo deve ser de, pelo menos, 10 m de comprimento e de 4 m de largura. É importante assegurar que a área superficial do Biobed seja suficiente para o pulverizador ficar totalmente sobre ela.

¹⁴ Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651, de maio de 2012.

¹⁵ NR-31, Norma Regulamentadora de segurança e saúde no trabalho na agricultura, pecuária, silvicultura, exploração florestal e aquicultura (C 131.000-3).

Recomenda-se que o reator apresente formato trapezoidal, com a base maior na superfície do terreno e a base menor no fundo da escavação, contando com paredes em ângulos de 45°. A profundidade a ser usada nas condições brasileiras é de 1 m, o que permite aeração e umidificação suficiente no substrato (planta baixa no Anexo 1). Isso resulta que a base menor do trapézio será 2 m mais estreita que a base maior (1 m em cada lado, conforme a Figura 11).

As bases da linha dupla dos pilares de sustentação da rampa do pulverizador deverão ser preparadas no fundo da escavação, compactando-se o terreno para que suporte o peso da estrutura, acrescido do trator e do equipamento de pulverização. Recomenda-se o espaçamento longitudinal de dois metros entre os pilares e de pelo menos 1 m de largura entre as filas de pilares (planta de detalhes no Anexo 2).

Sobre os pilares, recomenda-se a construção de uma rampa de acesso, de preferência metálica, tendo o material da rampa espessura suficiente para suportar o peso do trator e do equipamento de pulverização sem vergar. Essa rampa deverá contar com furos de drenagem nas chapas horizontais, para que nenhum contaminante fique acumulado e, ao mesmo tempo, facilite nos momentos de lavagem para limpeza (detalhe da rampa no Anexo 3).

Em regiões com chuvas constantes ou muito intensas, como no caso de Vacaria, recomenda-se ainda a construção de telhado que cubra toda a área sobre o reator, dando preferência às telhas translúcidas, para auxiliar na decomposição do contaminante por fotólise.

Nesses casos, também é importante avaliar a importância de contar com um sistema de drenagem de fundo com recirculação posterior do efluente. Assim, deve-se prever um poço lateral com profundidade de, pelo menos, 1 m mais profundo do que o fundo do reator, e que drenará o líquido percolado pelo substrato do reator. Esse poço deverá contar com um sistema de retirada do líquido (motobomba submersa ou cano de sucção com válvula de pé), que será reaplicado sobre a superfície do reator nos períodos mais secos.

É muito importante lembrar que esse líquido é um efluente contaminado por agrotóxico, logo, as paredes, o fundo do reator e todo o poço de drenagem e recirculação devem ser impermeabilizados corretamente, evitando a ocorrência de rachaduras que permitirão a percolação profunda do lixiviado (planta baixa com detalhe no Anexo 4).

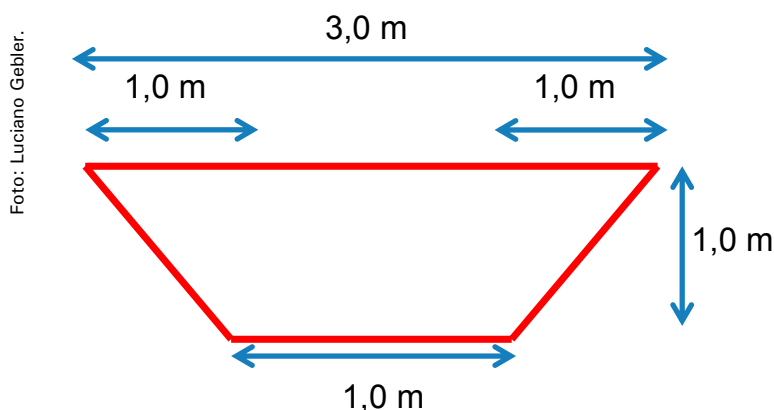


Fig. 11. Vista ortogonal detalhando a sugestão de conformação trapezoidal de um Biobed modelo Sueco.

Geralmente é recomendada a impermeabilização com concreto vibrado, de preferência, para a retirada de bolhas de ar que favorecem o aparecimento de fendas de junção e rachaduras após a maturação do concreto.

Como segurança adicional, pode-se utilizar no sistema geomantas ou geomembranas impermeabilizadoras, com cuidados especiais de soldagem nas juntas e na passagem dos canos de PVC¹⁶ utilizados na drenagem.

O reator deverá ser preenchido com o substrato até 10 a 15 cm de sua borda, sendo sugerido um composto de 50% de palha, 25% de qualquer solo agrícola (desde que coletado até 10 cm de profundidade, como fonte de microrganismos adaptados à degradação de agrotóxicos) e 25% de turfa comercial (como fonte de carbono orgânico). Nos experimentos conduzidos até o momento a palha que gerou melhor resposta foi a de trigo, picada em pedaços de aproximadamente 2 cm de comprimento (Figura 12).

Na falta de palha de trigo, pode ser utilizada a de milho ou de outra gramínea com colmos lignificados, pois esse grupo apresenta maiores teores de lignina do que as de leguminosas, sendo esta uma característica importante porque a lignina é alimento para os fungos filamentosos brancos.

Para completar o trabalho, deverá ser aplicada uma fina camada de terra (2 a 5 cm) de forma a preencher o espaço entre o substrato e o limite do topo do reator. Sobre esta camada será feito o plantio de grama ou de outra gramínea local.

Essa camada deverá ser mantida sempre em bom estado, uma vez que, sua importância para o reator se dá de três formas: a) ativar a biota do solo na zona de raízes, agregando mais uma camada de intensa degradação do agrotóxico; b) promover a regulação do fluxo de umidade do material, através da evapotranspiração; e, c) auxiliar na regulação térmica do sistema (Figura 13).

Após o preenchimento do biorreator com o substrato, é importante mantê-lo sem uso por um período de um mês, numa faixa de umidade entre 50 a 60%, a fim de promover o desenvolvimento ou reinstalação da biota desejada na parte orgânica do substrato, principalmente os fungos lignolíticos sobre a palhada (PROYECTO D09R1006, 2013). Poderá haver um pequeno rebaixamento do substrato de alguns centímetros, fazendo com que apareça a bora do reator, considerado normal para essa fase.

Durante as atividades de preparo da calda, abastecimento ou eliminação de resíduos de agrotóxicos do pulverizador basta posicionar o trator sobre as rampas de forma que o pulverizador a ele acoplado fique situado completamente sobre a área do Biobed. Todo o efluente gerado que escorrer em direção à grama irá infiltrar e passar pelo substrato, onde microrganismos atuarão na degradação do contaminante.

¹⁶ PVC – Policloreto de vinila, material plástico de alta densidade utilizado na confecção dos tubos de mesmo nome.

Foto: Luciano Gebler.

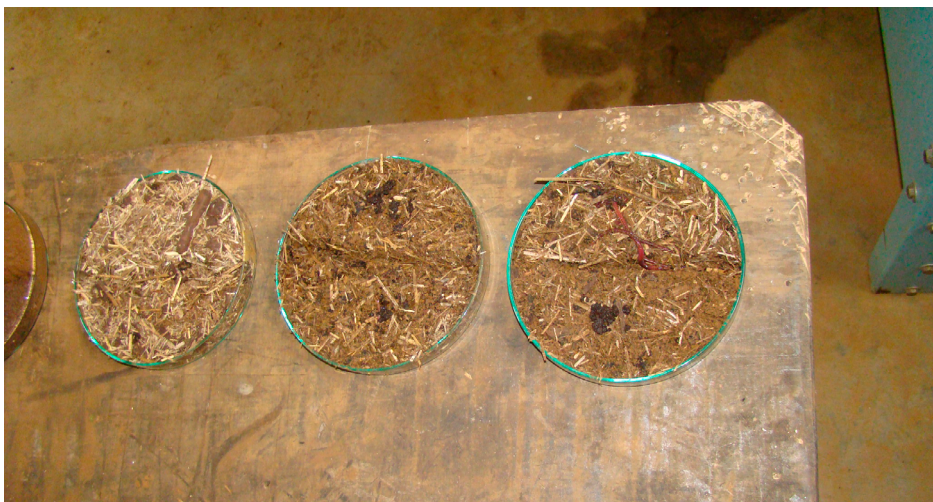


Fig. 12. Amostras de testes de substrato contendo palha de trigo, solo e turfa, coletados em diferentes profundidades do reator de testes.



Fig. 13. Implantação da camada de grama na superfície do reator.

Fonte: PROYECTO D09R1006 (2013, p. 58).

Para avaliar o momento da necessária substituição do substrato, recomenda-se observar o rebaixamento da grama junto às paredes do Biobed. O rebaixamento de um quarto de sua profundidade é bom indicativo do momento da troca.

No Brasil, em geral, a troca deverá ocorrer uma vez ao ano, mas sempre observando o indicativo de rebaixamento do substrato. Isso irá variar segundo a umidade disponível e a variação das temperaturas em diferentes regiões, de modo que nas mais frias a “vida útil” estimada para o substrato será maior que nas mais quentes (ROFFIGNAC et al., 2008). A renovação do Biobed se dará com a troca de seu substrato por material novo, seguido de plantio de gramínea, como feito inicialmente.

Biobed em estruturas separadas (Modelo Inglês)

Em locais com ventos e chuvas intensas, declive acentuado, pouco espaço, ou onde o solo raso represente empecilho à escavação para a construção do reator de modelo sueco, pode-se viabilizar a implantação do sistema com a construção de seus elementos distanciados entre si, porém, unidos por canos de drenagem.

Esta é a proposta do modelo inglês, que prevê a construção do local de coleta de efluente (piso) separadamente do reator (Biobed). Sua principal vantagem é permitir a separação entre os fluxos de água da chuva dos efluentes, sendo o controle da destinação desses fluxos feito pela mudança de posição de registros hidráulicos instalados no sistema. Esse foi o modelo aprovado e que está sendo recomendado para a região de Vacaria.

No caso desse modelo, no local de coleta de efluentes, que servirá também de local de manuseio dos equipamentos de pulverização¹⁷, deve ser construído piso impermeável e forte o suficiente para suportar a pressão exercida pelos rodados das máquinas, evitando o surgimento de rachaduras que poderiam servir de rotas preferenciais dos contaminantes (GEBLER, 2007; GEBLER, 2011).

Uma vez que sua função é impedir a absorção do contaminante pelo solo, o piso deve contar com eficiente sistema de drenagem e direcionamento do volume líquido depositado sobre sua superfície, seja de efluentes, seja de água da chuva. Recomenda-se que o piso seja inclinado em direção ao ralo, e que disponha de um sobressalto suficientemente grande nas bordas para evitar eventual extravasamento de líquido (Figura 14).

O ralo deve obedecer às mesmas recomendações construtivas seguidas para o piso em relação à espessura, tipo de cimento, resistência a rachaduras e, ainda, garantir a vedação nas juntas com os canos destinados à drenagem, normalmente de PVC (Figura 15).

Para gerenciar os volumes de efluentes a serem encaminhados ao reator, deve-se garantir duas rotas para os diferentes fluxos de drenagem do piso. Isso é feito com a instalação de registros hidráulicos nos canos que se comunicam com o ralo, de maneira que esteja facilmente acessível ao operador do sistema. Um deles será responsável por liberar o fluxo de efluente para o sistema de drenagem geral (Rota 1), e o do outro, para o reator (Rota 2).

Essa separação é importante, pois durante o trabalho de carregamento de pulverizadores e a posterior limpeza do piso¹⁸, o registro da Rota 1 deverá ficar aberto e a Rota 2 fechado. Após

¹⁷ Já existe obrigatoriedade de uso de piso e sistema de tratamento (descontaminação) de resíduos provenientes de equipamentos de uso aeroagrícola, após o tratamento fitossanitário com agrotóxicos, envolvendo as etapas de carregamento e de lavagem do avião, cujo efluente deve passar por um reator de oxidação (ozonização) e finalmente destinados a um tanque de secagem, conforme descrito na Instrução Normativa 02/2008 do MAPA (BRASIL, 2008). Entretanto, a Normativa não indica o que fazer com o resíduo sólido resultante da secagem do efluente.

¹⁸ A recomendação é que o piso seja enxaguado pelo menos três vezes, a exemplo do que é recomendado para as embalagens vazias de agrotóxicos, reduzindo a carga contaminante ao mínimo. Além disso, a exposição direta aos elementos, principalmente insolação direta, aumenta o processo de degradação de resíduos presentes no piso através da fotólise. A junção dessas práticas reduz ao mínimo o arraste posterior de contaminantes pela chuva.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 14. Rampa de abastecimento de agrotóxicos, construída na Universidade de Caxias do Sul (UCS), com borda de contenção no perímetro e declividade diagonal conforme as setas.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 15. Detalhe do ralo da rampa de abastecimento de agrotóxicos.

a sessão de tratamento, ou quando a rampa não estiver em uso, o registro da Rota 1 deverá ficar fechado e o da Rota 2, aberto (Figura 16).

Dessa forma, em períodos chuvosos não haverá acúmulo de água no biorreator, permitindo um volume menor de efluente para ser trabalhado, além de evitar sua inundação, pois não se recomenda que o piso do ponto de abastecimento seja coberto (planta baixa com detalhes gerais do sistema no Anexo 5).

Uma vez que a área de segurança exigida para manejo de agrotóxicos e de maquinários é definida em função da área do piso do local de abastecimento, o reator deverá receber, exclusivamente, efluente cujos contaminantes sejam originados de agrotóxicos e eventuais outros contaminantes, como óleos e graxas, pois será dimensionado de acordo com o volume esperado desse tipo de resíduo.

O volume de efluente escoado do piso ao ralo, que necessariamente, terá que ser direcionado para o reator, dependerá basicamente de fatores operacionais, tais como frequência de lavagem do equipamento durante o tratamento fitossanitário, ocorrências de derrames acidentais, uso excessivo de água no carregamento, dentre outros. Sendo assim, torna-se fundamental o treinamento da mão de obra envolvida no processo.

Exemplo disso é a redução exponencial de volume obtida na Estação Experimental de Fruticultura Clima Temperado da Embrapa Uva e Vinho, em avaliações de volume antes e

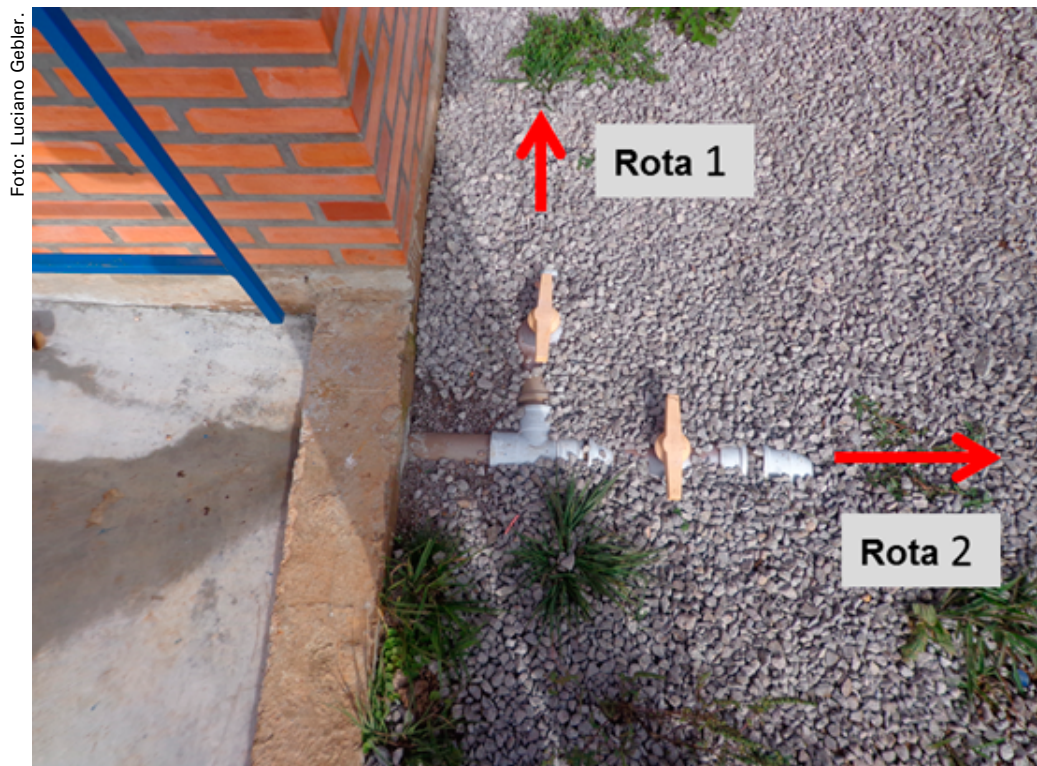


Fig. 16. Detalhe do sistema de distribuição de efluente da rampa de abastecimento de agrotóxicos: Rota 1 – Efluente contaminado; Rota 2 – Água da chuva.

depois do treinamento dos operadores de pulverizadores agrícolas pelo SENAR-RS, onde o volume de resíduo depositado na rampa ao final do dia de tratamento reduziu de 199,5 L para 21,33 L (GEBLER; FIALHO, 2011). Com essa redução, o volume do Biobed necessário para manejar o resíduo durante um ano, pode ser contido em duas caixas d'água de 2.000 L, tornando possível, inclusive, alternar a carga de contaminante entre elas.

Portanto, o final da Rota 1 do sistema, pode ser uma caixa d'água de fibra de vidro, um fosso de concreto e manta impermeabilizadora, conforme as recomendações no item "Biobed em estrutura única (Modelo sueco)", ou mesmo um fosso impermeabilizado com geomanta, uma vez que não haverá trânsito sobre ele, desde que sejam mantidas as demais características estruturais citadas anteriormente (preenchimento de substrato, fina camada de terra e plantio de grama), conforme a Figura 17.

Assim, a delimitação do volume ou do número de reservatórios com substrato necessários para neutralizar os resíduos de um ponto de abastecimento será dada pelo número de cargas e pelo volume de efluente gerado no processo de abastecimento e limpeza dos pulverizadores, sendo que quanto menor o volume de efluente, menor o volume necessário de reator.

Em propriedades comerciais, o dimensionamento dos reatores também irá depender do volume de efluente líquido que é depositado na rampa. Estima-se que, neste modelo, para uma propriedade com 10 ha de produção de frutas de clima temperado (maçã, por exemplo), com aplicação semanal de agrotóxicos, o Biobed pode ser composto por um piso no ponto de abastecimento e uma caixa com volume de 2.000 L para o reator. À medida em que o número

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 17. Reatores Biobed durante a fase de testes em caixas d'água de 310 L, na Estação Experimental de Fruticultura de Clima Temperado da Embrapa Uva e Vinho, em Vacaria, RS.

de aplicações e de área aumenta, recomenda-se ter mais de uma caixa desse volume para o reator, alternando o descarte do efluente a cada semana entre as duas.

Para esse modelo, também é necessário manter o reator sem uso por um período de um mês, numa faixa de umidade entre 50 a 60%, a fim de promover o desenvolvimento ou reinstalação da biota desejada na parte orgânica do substrato, principalmente os fungos lignolíticos sobre a palhada (PROYECTO D09R1006, 2013).

Além disso, é preciso cuidado na manutenção das especificações de trabalho quanto à profundidade (1 m) e umidade do reator, evitando problemas com falta ou excesso chuvas, como registrados durante a fase de testes (Figura 18).

Em casos extremos, na falta de umidade, o reator deverá ser molhado (regado), semanalmente, evitando-se o encharcamento do substrato, enquanto que no excesso, deverá ser drenado e o lixiviado retornado gradativamente ao reator em doses diárias ou semanais até que todo o resíduo tenha sido contido no reator e passado por processo de biodegradação.

Para biorreatores instalados em regiões chuvosas, ou no caso de culturas agrícolas com grande número de aplicações de agrotóxicos, é possível a adoção de um tanque reservatório (*buffer*), tanto para evitar o encharcamento do reator quanto para permitir a recirculação do efluente nos períodos menos chuvosos ou secos, resolvendo ambos os problemas do sistema (Figura 19).

Outra recomendação, a exemplo do que foi citado para o modelo anterior, é a cobertura do reator com material translúcido, como telhas de plástico, recomendado para quando houver



Foto: Luciano Gabler.

Fig. 18. Reator inundado por excesso de chuva, comprometendo o processo de biodegradação aeróbica pelos fungos lignolíticos.



Fig. 19. Vista de tanque reservatório acoplado a Biobed na Itália.

chuvas excessivas. Elas não irão bloquear a fotólise dos resíduos nem a ocorrência da fotossíntese, garantindo a manutenção do gramado (Figura 20).

Caso não seja possível a utilização de telhas translúcidas, pode-se trabalhar com material opaco, porém recomenda-se que o telhado seja mais elevado em relação à superfície do reator, permitindo a manutenção do gramado plantado sobre o substrato pela penetração lateral da luz solar, como nesse biobed modelo sueco adaptado pelo Chile (Figura 21).

Da mesma forma que ocorre com o modelo descrito no item "Biobed em estrutura única (Modelo sueco)", o substrato dos reatores de estruturas separadas também apresenta vida útil similar, ou seja, um período de uma safra (para as condições testadas no Rio Grande do Sul).

Estima-se que em regiões mais quentes e úmidas, tanto a degradação dos resíduos de agrotóxico, como a degradação da palha no interior do reator ocorram de maneira mais acelerada (ROFFIGNAC et al., 2008), devendo-se também observar a ocorrência de subsidência da superfície em 25% da altura do reator para avaliar a vida útil do substrato. Nesse caso, pelo pouco trânsito na superfície do reator, deve-se pressionar a superfície para verificar se cede ou não ao esforço.

Após a troca do substrato e da cobertura de grama do reator, passa-se à destinação final do substrato usado.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 20. Detalhe da cobertura translúcida de um Heliosecc, para manter a ação da fotólise sobre os resíduos de agrotóxicos.

Foto: Luciano Gebler.



Fig. 21. Detalhe da altura necessária à cobertura opaca em um Biobed no INIA de Carrilanca, Chile, para manter a ação da luz solar sobre o gramado, aproveitando ainda a fotodegradação sobre o agrotóxico.

Limpeza do reator e destinação final do resíduo

Seja qual for o modelo do biobed escolhido, após o substrato ter encerrado sua vida útil, é necessário sua substituição e destinação final. Nesse momento, deve-se retirar o material usado do reator, sempre o considerando como material contaminado e, por isso, o operador deve estar equipado com Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) para manejo de agrotóxicos.

É importante manter parte da biota microbiana no reator (1 a 5% do volume), para fins de “semente”, evitando-se lavar as paredes do biorreator ou passar cloro, aproveitando resíduos do substrato antigo também como fonte de inóculo.

Seguindo a recomendação original para substratos descartados dos Biobeds, deve-se armazenar o material por um período de seis meses na forma de compostagem, considerando-se essa etapa como um fator de segurança adicional na degradação e dissipação dos resíduos de agrotóxicos.

Passada a fase de compostagem, recomenda-se a dispersão do substrato antigo nas áreas agrícolas da propriedade rural, de forma que todo o efluente e resíduo gerado nos processos produtivos da propriedade permaneça controlado dentro dos seus limites físicos e legais.

Uma vez que essa etapa busca aproveitar também os processos de atenuação natural, o substrato deve ser espalhado na maior área possível, depositando no solo, algumas dezenas de gramas de substrato por metro quadrado de área. Essa etapa pode ser feita no momento da entressafra da atividade frutícola, ou no caso de grãos, na transição entre as culturas.

Considerações Finais

O uso da tecnologia de descarte de resíduo de agrotóxicos através de um sistema de incremento à biodegradação é um método que vem se mostrando seguro para o descarte de contaminantes agrícolas derivados do uso diário dentro dos limites da propriedade rural.

Usado há mais de 20 anos por países europeus (PIZZUL et al., 2013), em vários deles os Biobeds são recomendados como procedimento oficial para destinação final de resíduos em manuais de boas práticas agrícolas e ambientais na atividade agrícola.

No Brasil, nos últimos cinco anos, essa tecnologia vem sendo testada e adaptada (GEBLER et al., 2015), apresentando resultados similares ou ainda melhores que os originais europeus, devido às condições ambientais aqui existentes, demonstrando ser um método seguro em relação às opções ora existentes, para descarte final de efluentes e resíduos dos pontos de abastecimento de pulverizadores agrícolas, incluindo-se a lavagem e limpeza do maquinário.

Os avanços obtidos pela pesquisa já permitem o uso dessa tecnologia de maneira adequada pelo produtor rural. As adaptações exigidas pelo sistema para o Brasil, como: maior profundidade do reator; uso de cobertura em locais mais úmidos; substituição de palha de

trigo por palha de milho no substrato, garantem a segurança ambiental necessária para o processo de tratamento.

Entretanto, algumas questões ainda carecem de desenvolvimento, como a substituição da turfa (material natural e relativamente escasso e caro), por alternativas de fonte de carbono orgânico é um dos principais gargalos a serem enfrentados pela pesquisa.

De qualquer forma, é necessário avançar nos testes com Biobeds, principalmente sobre tipos mais eficientes de material para uso como substrato, avaliação e monitoramento da degradação química e biológica de agrotóxicos ainda não testados, novos sistema de reatores (Phytobac, Heliosecc, biomassbed e biofiltros), usados em outros países e que podem servir para casos específicos, ou que apresentem maior eficiência do que os Biobeds padrão ora avaliados, além de novos testes com volumes de efluentes em escala industrial, a fim de solucionar eventuais problemas derivados da água de *packing houses* ou de efluentes da área animal.

Essa nova linha traz oportunidades para avançar ainda mais na segurança do produtor rural e do consumidor do alimento produzido no Brasil, e para reduzir o potencial de impacto ambiental da agricultura em função do manejo indevido de resíduo de agrotóxicos.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Embrapa, ao CNPq e à FAPERGS, pelo suporte financeiro dos projetos número 471758/2011-6, 446113/2014-0 e 081612-1/ARD 03/2012, e também pelo apoio proporcionado pelo projeto Vitrines Tecnológicas, da Secretaria de Desenvolvimento Econômico, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (SDECT/RS).

Agradecem, ainda, ao Sr. Vanderlei Candido da Silva e à Sra. Rochelle Martins Alvorcem pelo apoio na execução desse trabalho e elaboração da presente publicação.

Referências

ALMEIDA, D. de O.; KLAUBERG FILHO, O.; ALMEIDA, H. C.; GEBLER, L.; FELIPE, A. F. Soil microbial biomass under mulch types in an integrated apple orchard from Southern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 68, n. 2, p. 217-222, mar./abr. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71 p.

BAIRD, C. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookman. 2002. 622 p.

BRASIL. Instrução Normativa nº 2, de 3 de janeiro de 2008. Aprovar as normas de trabalho de da aviação agrícola, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 jan. 2008. Seção 1, p. 5.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 jul. 1989. Seção 1, p. 11459.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 04 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 jan. 2002. Seção 1, p. 1.

CARTER, A. How pesticides get into water-and proposed reduction measures. **Pesticide Outlook**, v. 11, n. 4, p. 149-156, 2000.

CASTILLO, M. D. P.; TORSTENSSON, L.; STENSTRÖM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide use – a review. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, v. 56, n. 15, p. 6206-6219, Aug. 2008.

COPPOLA, L.; CASTILLO, M. D. P.; VISCHETTI, C. Degradation of isoproturon and bentazone in peat- and compost-based biomixtures. **Pest Management Science**. v. 67, n. 1, p. 107-113, Jan. 2011. DOI: 10.1002/ps.2040.

CROSS, J. V.; WALKLATE, P. J.; MURRAY, R. A.; RICHARDSON, G. M. Spray deposits and losses in different sized apple trees from an axial fan orchard sprayer: 2. Effects of spray quality. **Crop Protection**, v. 20, n. 4, p. 333-343, May 2001.

DENARDIN, J. E. Solo: Constituição e degradação. In: MARCANTÔNIO, G. (ed.) **Solos e Irrigação**. Porto Alegre: UFRGS, FEDERACITE, 1992. p. 19.

DIEZ, M. C. Biological aspects involved in the degradation of organic pollutants. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 10, n. 3, p. 244-267, JUL. 2010.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação dos solos**. Brasília: Embrapa Produção da Informação, 2002.

FAIT, G.; NICELLI, M.; FRAGOULIS, G.; TREVISAN, M.; CAPRI, E. Reduction of point contamination sources of pesticide from a vineyard farm. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 9, p. 3302-3308, May 2007.

FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A. Degradation of pesticides in biobeds: the effect concentration and pesticide mixtures. **Journal of Agricultural and Food chemistry**, v. 51, n. 18, p. 5344-5349, Aug. 2003a.

FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A.; JUKES, A. Leaching pesticides from biobeds: effect of biobed depth and water loading. **Journal of Agricultural and Food chemistry**, v. 52, n. 20, p. 6217-6227, Oct. 2004.

FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A.; JUKES, A. Pesticide degradation in a biobed composting substrate. **Pest Management Science**, v. 59, n. 5, p. 527-537, May 2003b.

GEBLER, L. **Recomendações para a Construção, Manutenção e Segurança de Pontos de Abastecimento de Pulverizadores para a Produção Integrada de Maçãs no Brasil**. Bento Gonçalves, RS: Embrapa Uva e Vinho, 2007. 14 p. (Embrapa uva e Vinho. Comunicado Técnico, 52).

GEBLER, L. Pontos de Abastecimento de Pulverizadores Agrícolas: Uma revisão comparando os modelos em uso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1180-1185, nov. 2011.

GEBLER, L. Os benefícios ambientais da produção integrada. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (Ed.) **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014, v. 2, cap. 8, p. 319-339.

GEBLER, L.; PELIZZA, T. R.; ALMEIDA, D. L. de. Variáveis ambientais e toxicológicas de agroquímicos utilizados na Produção Integrada de Maçãs visando modelagem matemática. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 5, n. 2, p. 169-184, 2006.

GEBLER, L.; FIALHO, F. B. Introduzindo critérios de risco em modelos de contaminação pontual para locais de carga de agrotóxicos. **Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**, v. 21, p. 85-94, jan./dez. 2011.

GEBLER, L.; PIZZUTTI, I. R.; CARDOSO, C. D.; KLAUBERG O. F.; MIQUELLUTI, D. J.; SIVORI, R. S. S. Biorreactors to organize the disposal of phytosanitary effluents of brazilian apple production. **Chemical Engineering Transactions**, v. 43, p. 343-348, May 2015.

GEBLER, L.; SPADOTTO, C. A. Comportamento ambiental dos herbicidas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. (Ed.). **Manual de manejo e controle das plantas daninhas**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2008. p. 39-71.

GREGOIRE, C.; ELSAESSER, D.; HUGUENOT, D.; LANGE, J.; LEBEAU, T.; MERLY, A.; MOSE, R.; PASSEPORT, E.; PAYRAUDEAU, S.; SHÜTZ, T.; SCHULZ, R.; TAPIA-PADILLA, G.; TOURNEBIZE, J.; TREVISAN, M.; WANKO, A. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. **Environmental Chemistry Letters**. v. 7, n. 3, p. 205-231, Sep. 2009.

HELWEG, A.; BAY, H.; HANSEN, H. P. B.; RABØLLE, M.; SONNENBORG, A.; STENVANG, L. Pollution at and below sites used for mixing and loading of pesticides. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 82, n. 8-9, p. 583-590, 2002.

HUBER, A.; BACH, M.; FREDE, H. G. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. **Agriculture, Ecosystems and environment**, v. 80, n. 3, p. 191-204, Sep. 2000.

JAEKEN, P.; DEBAER, C. Risk of water contamination by planta protection products (PPP) during pre and post treatment operations. **Annual review of Agricultural Engineering**, v. 4, p. 93-114, 2005.

KARANASIOS, E.; TSIROPOULOS, N. G.; KARPOUZAS, D. G.; EHALIOTIS, C. Degradation and adsorption of pesticides in compost-based biomixtures as potencial substrates for biobeds in Southern Europe. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 58, n. 16, p. 9147-9156, Aug. 2010a.

KARANASIOS, E.; TSIROPOULOS, N. G.; KARPOUZAS, D. G.; MENKISSOGLU-SPIROUDI, U. Novel biomixtures based on local Mediterranean lignocellulosic materials: evaluation for in biobed systems. **Chemosphere**, v. 80, n. 8, p. 914-921, Aug. 2010b.

LATIN-AMERICAN WORKSHOP ON BIOBEDS, 2., 2014, Guatemala city. **Ata...** Guatemala city: BIOBEDS, 7 Oct. 2014. 2 p. Disponível em: < http://www.biobeds.org/uf/40000_49999/45709/7c05a0c9cc34c6f9f19e75a5622b3977.pdf > . Acesso em: 03 ago. 2015.

MAIER, I. **Hallan que um tipo de arcilla permite limpiar rios contaminados**. La Nación, Buenos Aires, 18 Feb. 2009. Disponível em: <http://ecofield.com.ar/blog/hallan-que-un-tipo-de-arcilla-permite-limpiar-ros-contaminados/>. Acesso em 10 de abril de 2015.

MONACI, E.; COPPOLA, L.; CASUCCI, C.; PERUCCI, P.; VISCHETTI, C. Retention capacity of an organic bio-mixture against different mixtures of fungicides used in vineyards. **Journal of environmental Science and Health Part B**, v. 44, n. 7, p. 724-729, Sep. 2009.

MONTEIRO, R. T. R. Estimativa da atividade microbiana: método de hidrólise do diacetato de fluoresceína. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. (Coord.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 133-137. (Embrapa Meio Ambiente, Documentos, 21).

MONTEIRO, R.T.R. Degradação de pesticidas. In: MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. de (Ed.). **Microbiologia ambiental**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1997. p. 107-124.

MONTEIRO, R. T. R. Biodegradação de pesticidas em solos brasileiros. In: MELO, I. S.; SILVA, C. M. M. S.; SCRAMIN, S.; SPESSOTO, A. (Ed.). **Biodegradação**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 1-14.

MONTEIRO, R. T. R.; FRIGHETTO, R. T. S. Determinação da umidade, pH e capacidade de retenção de água no solo. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. (Coord.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 37-44.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 7. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 927 p.

OMIROU, M.; DALIAS, P.; COSTA, C.; PAPASTEFANOU, C.; DADOS, A.; EHALIOTIS, C.; KARPOUZAS, D. G. Exploring the potential of biobeds for the depuration of pesticide-contaminated wastewaters from the citrus production chain: Laboratory, column and field studies. **Environmental Pollution**, v. 166, p. 31-39. July 2012.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hidrology and Earth System Sciences**, n. 11, p. 1633-44, 2007.

PIZZUL, L.; CASTILLO, M. de P.; NILSSON, E. Biobeds in Sweden. State of the art. In: EUROPEAN BIOBED WORKSHOP, 4., Mar. 2013, Wageningen. **Resumos...** Wageningen, Netherlands: Applied Plant Research (PPO), 2013. P. 35 Disponível em: <http://www.biobeds.org/uf/40000_49999/45709/160eb0da13522b40540b812c0d2044af.pdf>. Acesso em: 06 ago. 2015.

PROYECTO D09R1006. **Manual de construcción y operación de lechos biológicos:** manejo adecuado de residuos de plaguicidas em la producción frutícola de la Región de La Araucanía a través de la implementación y difusión de lechos biológicos. Temuco: Universidad de La Frontera, Instituto de Agroindustria, 2013. 124 p.

RAMWELL, C. T.; JOHNSON, P. D.; BOXALL, A. B. A.; RIMMER, D. A. Pesticide residues on the external surfaces of field-crop sprayers: environmental impact. **Pest Management Science**, v. 60, n. 8, p. 795-802, Aug. 2004.

REICHENBERGER, S.; BACH, M.; SKITSCHAK, A.; FREDE, H. Mitigation strategies to reduce inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. **Science of the Total environment**, v. 384, n. 1-3, p. 1-35, Oct. 2007.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B. de; CORRÊA, G. F. **Pedologia:** base para distinção de ambientes. 5. ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa,, 2007. 322 p.

ROFFIGNAC, L. de.; CATTAN, P.; MAILLOUX, J.; HERZOG, D.; BELLEC, F. I. Efficiency of a bagasse substrate in a biological bed system for the degradation of glyphosate, malathion and lambda-cyhalotrin under tropical climate conditions. **Pest Management Science**, v. 64, n. 12, p. 1303-1313, Dec. 2008.

SGANZERLA, V. M. A.; BOTTON, M.; GEBLER, L. **Proposta de Construção de uma Estrutura Física Aplicada a Trabalhos com Agrotóxicos em Laboratórios de Entomologia.** Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2011, 14 p. (Embrapa Uva e Vinho. Circular Técnica, 87).

SNIEGOWSKI, K.; BERS, K.; VAN GOETEM, K.; RYCKEBOER, J.; JAEKEN, P.; SPANOGHE, P.; SPRINGAEL, D. Improvement of pesticide mineralization in on-farm biopurification system by bioaugmentation with pesticide-primed soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 76, n. 1, p. 64-73, April 2011.

SOUZA, V. N.; GEBLER, L.. Análise de cenário envolvendo embalagens vazias de agrotóxicos originadas da cultura da macieira. **Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**, v. 23, p. 75-82, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/pes.v23i0.34970>.

SPLIID, N. H.; HELWEG, A.; HEINRICHSON, K. Leaching and degradation of 21 pesticides in a full-scale model biobed. **Chemosphere**, v. 65, n. 11, p. 2223-2232, Dec. 2006.

STENSTROM, J. Pesticide sorption and bioavailability in soil. Workshop Latinoamericano de Lechos Biológicos, 1., 2012, Pucón, Chile. **Resumos...** Pucón, Chile, Mayo 2012. 54 f.

TORSTENSSON, L. Experiences of biobeds in practical use in Sweeden. **Pesticide Outlook**, v. 11, n. 5, p. 206-211, 2000. DOI: 10.1039/B008025J.

TORTELLA, G. R.; RUBILAR, O.; CEA, M.; WULFF, C.; MARTINEZ, O.; DIEZ, M. C. Bioestimulation of agricultural biobeds with NPK fertilizer on chlorpyrifos degradation to avoid soil and water contamination. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 10, n. 4, p. 464-475, 2010.

UNIÃO EUROPEIA. Directiva nº 128, de 21 de outubro de 2009. Estabelece um quadro de acção a nível comunitário para uma utilização sustentável dos pesticidas. **Jornal Oficial da União Europeia**, Luxembourg, 24 nov. 2009, p. 309. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex:32009L0128>>. Acesso em: 10 abr. 2015.

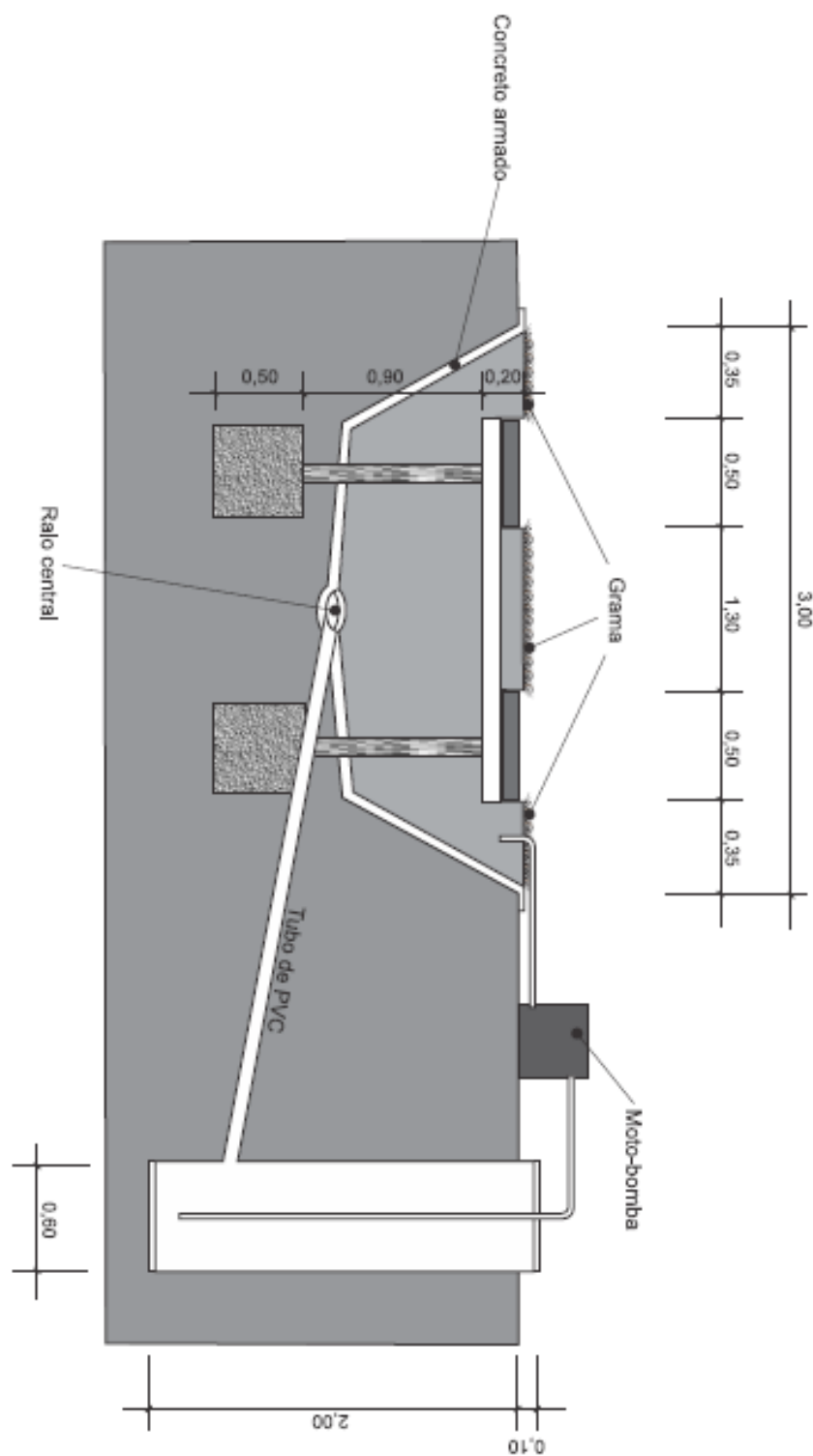
UNIÃO EUROPEIA. **Guia destinado às administrações com o objectivo de clarificar as medidas agrícolas da Directiva-Quadro relativa à Água e torná-las transparentes para as explorações agrícolas**. Bruxelas: Budapeste: Comissão Europeia, 26 Maio 2011a. Disponível em http://ec.europa.eu/environment/water/quantity/pdf/guidance_pt.pdf. Acesso em: 03 ago. 2015.

VISCHETTI, C.; MONACI, E.; CARDINALI, A.; CASUCCI, C.; PERUCCI, P. The effect of initial concentration, co-application and repeated applications on pesticide degradation in a biobed mixture. **Chemosphere**, v. 72, n. 11, p. 1739-1743, Aug. 2008.

WENNEKER, M.; BELTMAN, W. H. J.; WERD, H. A. E. de.; VAN DE ZANDE, J. C. Identification and quantification of point sources of surface water contamination in fruit culture in the Netherlands. **Aspects of Applied Biology**, v. 84, p. 369-375, 2008.

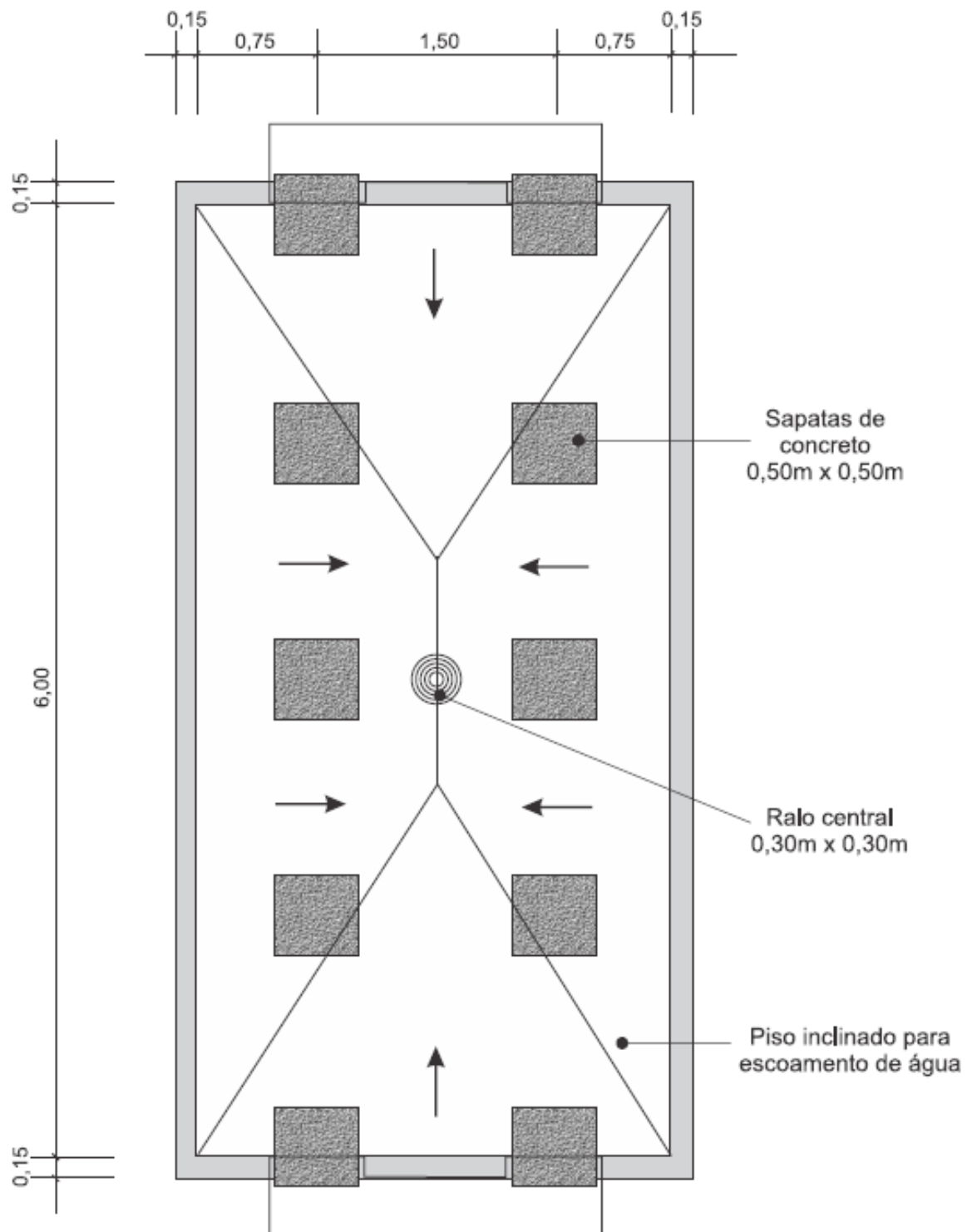
Anexo 1

Planta Baixa



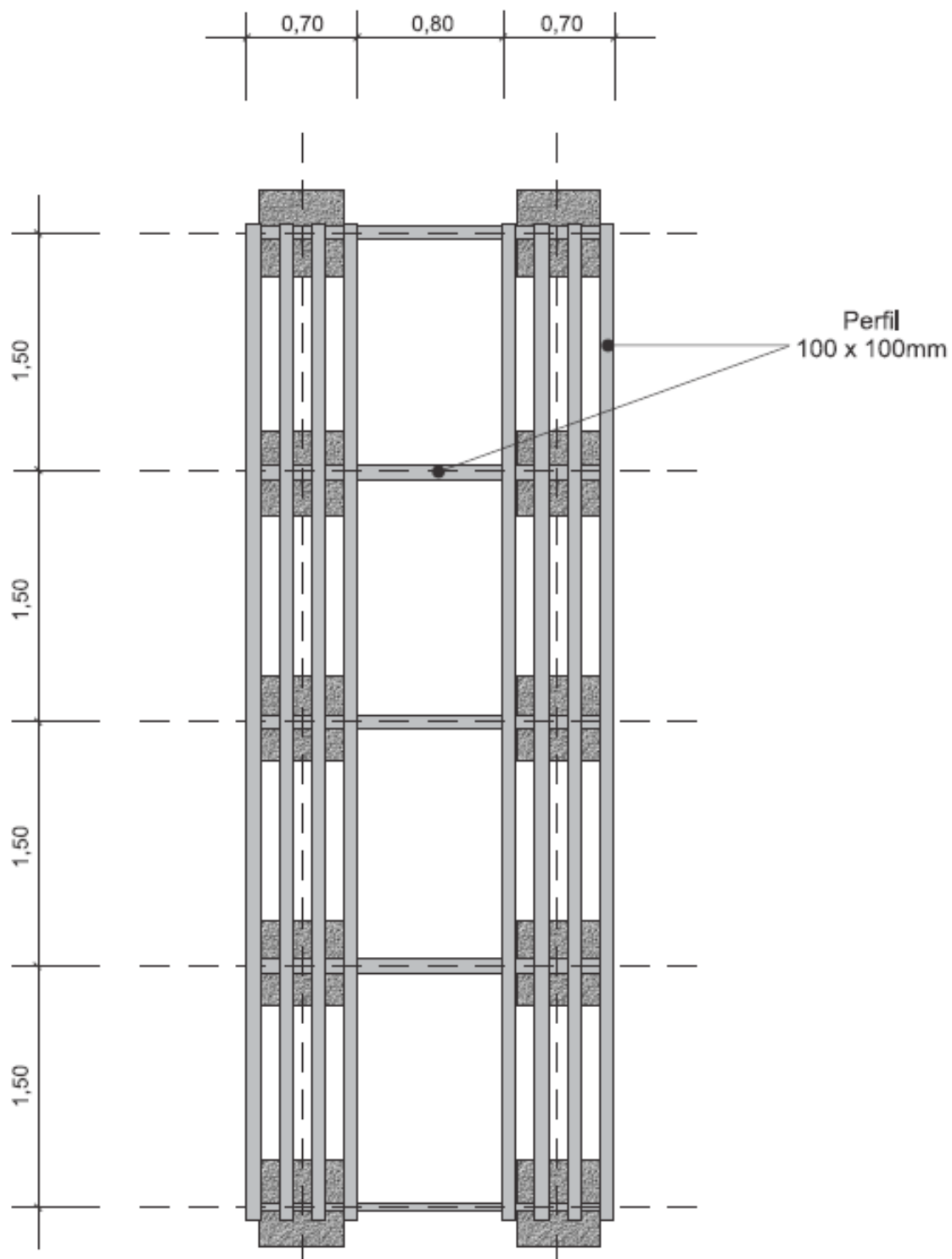
Anexo 2

Planta de Detalhes



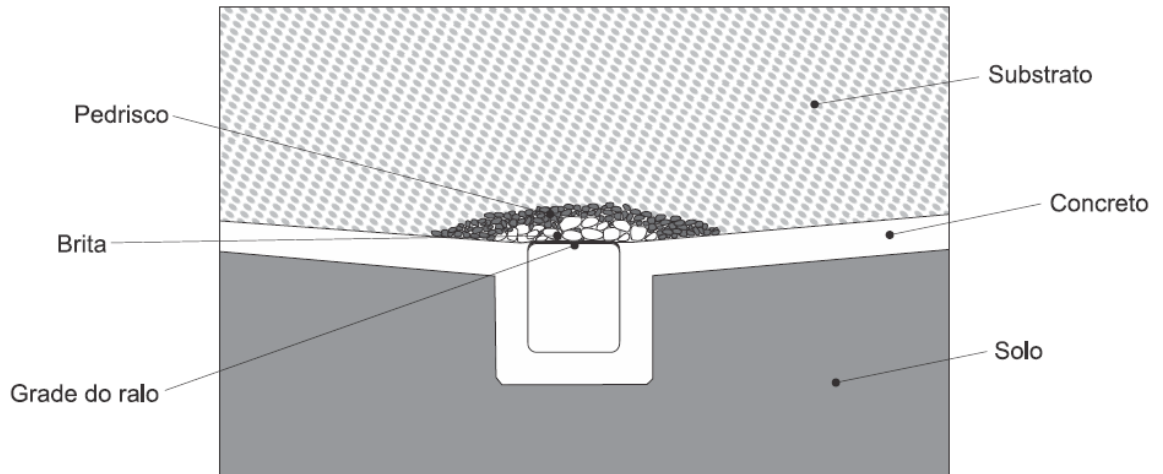
Anexo 3

Detalhe da Rampa



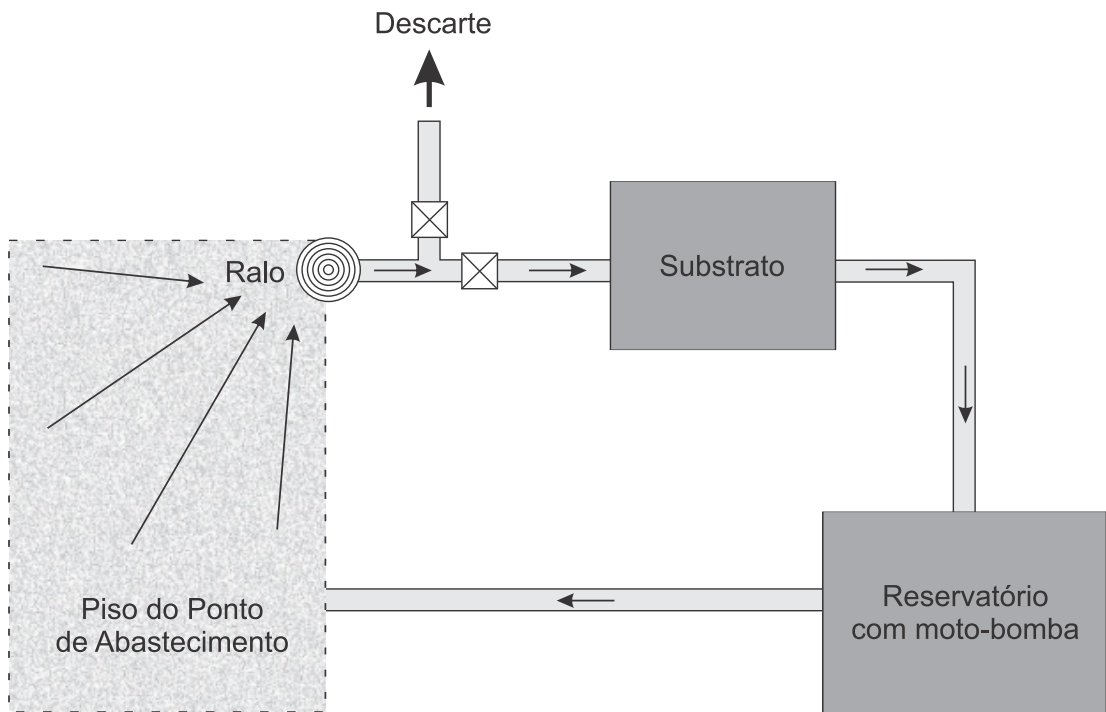
Anexo 4

Planta Baixa com Detalhes



Anexo 5

Planta Baixa com Detalhes Gerais





Ministério da
Agricultura, Pecuária
e Abastecimento

